



저작자표시-비영리-변경금지 2.0 대한민국

이용자는 아래의 조건을 따르는 경우에 한하여 자유롭게

- 이 저작물을 복제, 배포, 전송, 전시, 공연 및 방송할 수 있습니다.

다음과 같은 조건을 따라야 합니다:



저작자표시. 귀하는 원저작자를 표시하여야 합니다.



비영리. 귀하는 이 저작물을 영리 목적으로 이용할 수 없습니다.



변경금지. 귀하는 이 저작물을 개작, 변형 또는 가공할 수 없습니다.

- 귀하는, 이 저작물의 재이용이나 배포의 경우, 이 저작물에 적용된 이용허락조건을 명확하게 나타내어야 합니다.
- 저작권자로부터 별도의 허가를 받으면 이러한 조건들은 적용되지 않습니다.

저작권법에 따른 이용자의 권리는 위의 내용에 의하여 영향을 받지 않습니다.

이것은 [이용허락규약\(Legal Code\)](#)을 이해하기 쉽게 요약한 것입니다.

[Disclaimer](#)

조경학석사학위논문

지형적 이질성에 근거한 생물다양성과
탄소저장량을 고려한 REDD 적지 분석
- 베트남 센트럴 하이랜드 지역을 대상으로 -

Incorporating Carbon and Biodiversity based on
Topographic Heterogeneity for REDD Suitability Analysis
- A Case Study of the Central Highlands, Vietnam -

2014년 8월

서울대학교 대학원
생태조경·지역시스템공학부 생태조경학전공

Riwako Tanaka

■ 국문초록

지형적 이질성에 근거한 생물다양성과
탄소저장량을 고려한 REDD 적지 분석
- 베트남 센트럴 하이랜드 지역을 대상으로 -

지도교수 : 이동근

서울대학교 대학원

생태조경·지역시스템공학부(생태조경학)

Riwako Tanaka

최근 기후변화 완화를 위한 수단으로 다수의 개발도상국에서 REDD(Reducing Emissions from Deforestation and forest Degradation)가 실시되고 있다. REDD는 산림파괴와 황폐화로 인한 온실가스배출을 저감하기 위한 개발도상국의 활동을 선진국이 지원할 때, 온실가스 감축 활동으로 인정하는 메커니즘이다. 최근에는 포괄적인 환경보전을 위해 REDD내에서 온실가스뿐만 아니라 생물다양성에 대한 고려가 의무화되었다. REDD 사업은 대상지 선정에 따라 온실가스배출 저감량이 다르므로 탄소저장량이 사업 대상지 선정에 중요한 기준으로 적용되어 왔다. 그러나 생물다양성에 대해서는 사업마다 목적과 기준이 달라, 국가 차원에서 생물다양성 보전 가치가 있는 산림임에도 불구하고 훼손되고 있다. 생물다양성이 높은 베트남 센트럴 하이랜드 지역에서는 자연림 감소에 따라 생물종이 위협을 받고 있으나, 생물다양성을 고려한 REDD 적지 분석 연구는 미흡한 상황이다.

따라서 본 연구에서는 탄소배출량 저감과 생물다양성 보전을 위하여, 베트남 센트럴 하이랜드 지역을 대상으로 연구를 진행하였다. 먼저 미래 산림훼손 가능성이 높은 지역을 우선적으로 REDD 후보지로 도출하였다. 그 후 탄소저장량과 지형적 이질성에 기초한 생물다양성을 REDD 적지

선정 기준으로 설정하였으며, 자료의 정확성을 고려한 방법에 따라 분석 자료를 구축 및 적용하여 REDD 적지를 도출하였다. 본 연구는 이를 바탕으로 REDD 적지 예측 방법론을 제안하고자 하며, 이를 통해 궁극적으로 지역경제 및 자연보호에 기여하는 것을 목적으로 한다.

시간적 범위는 2000~2008년까지를 과거, 2009년을 현재, 2010~2018년까지를 미래로 설정하였다. 문헌연구를 통해 산림훼손에 영향을 미치는 요인으로 강으로부터의 거리·도로로부터의 거리·산림황폐화 지역으로부터의 거리·경사 지표를 선정 및 구축하여, 이에 퍼지집합(Fuzzy set)을 적용함으로써 미래 산림훼손 지역 예측 지표를 구축하였다. 2000년 지표와 2000~2009년 동안의 과거 산림 훼손 지역을 바탕으로 가중치를 산출하여, 2009년 지표에 적용함으로써 미래 산림훼손 지역 예측을 통해 REDD 후보지를 도출하였다. 탄소저장량은 문헌 연구를 통해 산림 유형별 임목재적, 목재 기본밀도 및 바이오매스 확장 계수를 도출하며, 산림유형별 탄소저장량을 산출하여 탄소저장량 도면을 구축하였다. 구축된 도면을 기존 연구와의 비교를 통해 검증되었다. 생물다양성은 개발도상국에서 생물종 분포자료에 비해 정확도가 높은 고도자료를 이용하여, 생물다양성과의 관계가 높은 지형적 이질성을 분석하였다. 경사·향·지형위치지수(Topographic position index)에 Shannon 지수를 적용하며 지형적 이질성 도면을 구축하고, 생물다양성이 높은 자연보호지역과의 관계 분석을 통해 도면을 검증하였다. 여기에 앞에서 도출한 REDD 후보지 내에서 탄소저장량 분포도와 지형적 이질성 도면을 바탕으로 관계식을 도출하여, 상관성을 분석하였다. 다음으로 단위가 다른 기준을 적용하기 위해 PROMETHEE의 순위결정 모형을 바탕으로 최종적으로 REDD 적지를 도출함으로써, 생물다양성을 고려한 REDD 사업 대상지 선정 방안을 제시하였다.

본 연구결과를 요약하면 다음과 같다. 첫째, 본 연구에서는 베트남 산림자원 조사에 기초한 임목재적과 DEM(Digital Elevation Model)를 이용함으로써, 기존의 세계적 단위로 구축된 도면을 이용한 연구에 비해 자료의 불확실성을 줄일 수 있었다. 탄소저장량과 지형적 이질성 분석에

기초한 생물다양성 도면 검증을 통해 결과의 타당성을 확인하였으며, 탄소저장량과 생물다양성 자료가 부족한 개발도상국에서 쉽게 사용할 수 있는 유효한 방법론을 제시하였다.

둘째, 미래 산림훼손 가능성이 낮은 지역에서는 탄소저장량과 지형적 이질성이 높은 지역이 도출되는데 비해, 미래 산림훼손 가능성이 높은 지역에서는 탄소저장량과 지형적 이질성이 낮은 지역부터 높은 지역까지 모두 포함된 것으로 나타났다. 미래 산림훼손 가능성이 높은 지역은 앞으로 생태적 가치가 떨어질 거라 예상되므로, REDD 실시가 시급한 지역이다. 센트럴 하이랜드 지역과 같이 높은 산림훼손 위협이 있는 지역에서는 인간 활동으로 인한 리스크 관리 측면까지도 포함하여 REDD 적지를 분석할 필요성을 제시하였다.

셋째, 탄소저장량과 지형적 이질성에 기초한 생물다양성 간의 관계 분석 결과 탄소를 Y축, 지형적 이질성을 X축으로 한 2차식 ($y = -5.38x^2 + 41.572x + 51.013$, $R^2 = 0.551$, $p < 0.001$, $n = 53$)이 도출되었다. 탄소저장량이 가장 높을 때 지형적 이질성은 중간정도의 값을 나타냈으며, 이러한 지역은 개발지역과 자연보호지역이 근접하여 있어 REDD에 적합한 지역으로 볼 수 있다.

넷째, REDD 적지 분석 결과 탄소저장량과 생물다양성에 대한 중요성을 다르게 준 세 개의 시나리오에서 모두 유사한 적지 분포 경향을 보였다. 베트남은 국가 정책으로 REDD 사업 추진을 모색하고 있는 가운데, 본 연구 결과는 센트럴 하이랜드 지역에서는 생물다양성 보전 정책으로 REDD가 효과적인 수단으로 활용될 수 있다는 근거를 제시하였다. 본 연구 결과를 바탕으로 한 REDD 사업 추진을 통해, 향후 개발도상국의 자연과 인간의 상호 이익 보상 체계를 마련함으로써, 지속가능한 기후변화 완화 및 적응 정책이 추진될 수 있을 것이라 기대한다.

■ 주요어 : REDD, 생물다양성, 탄소저장량, 지형적 이질성, 산림훼손 지역 예측, 평가 향상을 위한 우선순위 결정 방법(PROMETHEE)

■ 학 번 : 2012-23998

차 례

I . 서론	1
1. 연구의 배경 및 목적	1
2. 연구의 흐름	5
II . 관련 이론 및 선행연구 고찰	7
1. REDD 관련 이론 및 선행연구	7
가. REDD 개요	7
나. REDD 방법론	7
다. 세이프가드	11
라. REDD 적지 분석	13
2. 탄소저장량 분석	15
3. 생물다양성 분석 및 지형적 이질성과의 관계	18
4. 소결	21
III . 연구의 범위와 방법	23
1. 연구의 범위	23
가. 내용적 범위	23
나. 공간적 범위	23
다. 시간적 범위	25
2. 연구의 재료 및 방법	26
가. REDD 적지 분석 체계 구축	26
나. 미래 산림훼손 지역 예측	27

다. 탄소저장량 분석.....	31
라. 지형적 이질성에 기초한 생물다양성 분석.....	35
마. REDD 적지 분석.....	40
IV. 결과 및 고찰.....	43
1. 미래 산림훼손 지역 예측.....	43
가. 지표 구축.....	43
나. 퍼지 집합 적용.....	44
다. 가중치 분석.....	46
라. 미래 산림훼손 지역 예측.....	47
2. 탄소저장량 분석.....	49
가. 탄소저장량 분석.....	49
나. 탄소저장량 검증.....	50
3. 지형적 이질성에 기초한 생물다양성 분석.....	55
가. 지형 지표 구축.....	55
나. 등급화.....	56
다. Shannon 지수 적용.....	57
라. 지형적 이질성 도면 검증.....	58
4. REDD 적지 분석.....	60
가. 후보지 도출.....	60
나. 탄소저장량과 지형적 이질성의 관계 분석.....	62
다. 순위 결정 방법에 따른 REDD 적지 분석.....	66
V. 결론.....	72
※ 참고문헌.....	74

<표 차례>

Table 1. Key features standards for REDD (Forest Carbon Asia, 2011).....	8
Table 2. UNFCCC REDD+ safeguards (UNFCCC, 2011).....	12
Table 3. Negative binomial models of the count of forest carbon projects in a Brazilian municipality and Indonesian district (CIFOR, 2012a).....	14
Table 4. The framework of assessment of REDD suitability area	26
Table 5. Deforestation factors and assumptions.....	28
Table 6. Weight for Scenarios.....	30
Table 7. Forest type (Globcover).....	31
Table 8. Mean value of wood volume (Vietnam Administration of Forestry, Hanoi, 2010).....	32
Table 9. Biomass expansion factor for different forest types ...	33
Table 10. Carbon stock materials for comparison.....	34
Table 11. Classification of topographic factors.....	37
Table 12. Weights for sensitive analysis.....	42
Table 13. Fuzzy membership functions.....	44
Table 14. The means and factor weights analyzed by scenarios...	46
Table 15. Carbon stock for each forest type.....	49
Table 16. Result of T-test for topographic heterogeneity models	58
Table 17. Relation between carbon stock and topographic heterogeneity.....	62
Table 18. The outranking flow for considering carbon and biodiversity scenario.....	67

<그림 차례>

Figure 1. Study flow	6
Figure 2. Market Share by Independent Third-Party Carbon Project Standard, 2012 (Ecosystem Marketplaces, 2013)	10
Figure 3. Market Share by Co-benefits Standard or Project Area Label, 2012 (Ecosystem Marketplaces, 2013)	10
Figure 4. BAU and crediting baseline	11
Figure 5. Forest carbon pools (Carbon Trading)	15
Figure 6. Comparison of biomass data (Ometto et al., 2013)	17
Figure 7. Relationship between the components and the measure of geodiversity (Parks and Mulligan, 2010)	19
Figure 8. Deforestation site in Lam Dong (UN-REDD)	24
Figure 9. Study site : Central Highlands province in Vietnam	25
Figure 10. TPI values at different scales (Jenness et al., 2013)	36
Figure 11. Shannon index analysis for topographic heterogeneity based on topographic classification (Jenness et al., 2013)	38
Figure 12. Distribution of protected area (UNEP-WCMC)	39
Figure 13. Partial ranking based on Phi+ and Phi- (Left) and Complete ranking based on Phi (Right)	41
Figure 14. Materials to predict deforestation	43
Figure 15. Fuzzy applied factors	45
Figure 16. Mosaic forest factor and fuzzy applied factor in 2009	47
Figure 17. Deforestation suitability and histogram of five provinces	48
Figure 18. Carbon stock	49
Figure 19. Carbon stock (Left : Above and belowground by Saatchi et al., 2011, Right : Aboveground by Baccini et al., 2012)	50
Figure 20. Comparison of carbon stock average by rivers sub-basins in Central Highlands	51

Figure 21. Carbon stock in Tuy Duc district, Dak Nong province	52
Figure 22. Comparison of carbon stock average in Tuy Duc district	53
Figure 23. Topographic factors	55
Figure 24. Classified topographic factors and histograms	56
Figure 25. Topographic heterogeneity factors analyzed by Shannon index and histograms of the five provinces	57
Figure 26. Comparison of topographic heterogeneity between protected area and other area	58
Figure 27. Topographic heterogeneity and histogram	59
Figure 28. Histograms of carbon stock and topographic heterogeneity in high deforestation threat and low deforestation threat	61
Figure 29. Quadratic equation based on the relationship between carbon stock and topographic heterogeneity	62
Figure 30. Distribution of topographic heterogeneity 2.5, 3.9 and 4.4	65
Figure 31. Result of visual PROMETHEE analysis for considering carbon and biodiversity scenario	66
Figure 32. Result of visual PROMETHEE analysis for prioritize carbon scenario (Up) and prioritize biodiversity scenario (Bottom)	69
Figure 33. Top 5 REDD suitability area for each scenario in carbon stock and biodiversity map	71

I. 서론

1. 연구의 배경 및 목적

자연은 인간의 생활기반이 되는 생태계서비스를 제공하고 있으며, 이러한 의미에서 자연의 보전은 매우 중요하다. 특히 산림은 조절서비스 측면에서 지구의 지상 탄소저장량의 80% 이상을 차지하며(Dixon et al., 1994), 그 중에서 열대림은 탄소저장량이 가장 많은 산림유형이다(Pan et al., 2011). 그러나 열대림의 대부분이 개발도상국에 분포하며, 활발한 개발활동으로 인해 열대림이 파괴됨에 따라 이로 인한 온실가스배출량의 증가가 기후변화에 큰 영향을 미치고 있다(Potter, 1999; Aguiar et al., 2012). 또한 열대림은 탄소저장 기능뿐만 아니라, 육상의 3분의 2 이상의 생물들에게 서식처를 제공하고 있다(Raven, 1988). 이와 같이, 서식처의 관점에서도 보전가치가 높은 열대림은 개발로 인한 산림 파편화, 기후변화로 인한 산불, 산사태 등의 재해로 인해 황폐화됨에 따라 생물다양성이 감소하고 있다(Miles et al., 2006; Lindenmayer, 2010).

동남아에 위치하는 베트남에서도 산림감소가 문제로 대두되고 있다. 베트남은 1989~2001년 동안 연 평균 GDP가 약 7.1% 증가하는 높은 경제성장률을 보였으며(General Statistic office of Vietnam), 이러한 경제성장에는 산림생산물이 중요한 역할을 하고 있다(Hieu, 2004). 베트남에서는 농지 전용, 위법 벌채 등으로 인하여 1943~1993년까지 국토의 23%에 달하는 산림이 감소하였다(Ministry of Agriculture and Rural Development, 2011). 이러한 산림훼손에 대응하기 위해 정부는 1998~2010년까지 국가 조림계획에 따라 500만ha의 산림을 조성하였고(Prime Minister of Vietnam, 1998), 이에 따라 전체 산림면적은 2009년에 약 1300만ha(38.7%)까지 증가했다.

그러나 생태계 측면에서 볼 때, 단순한 조림면적의 증가는 양적인 증가만을 초래할 수 있다. 베트남에서는 높은 생물다양성을 가지는 자연림이 계속 감소하고 있으며(Lawton et al., 1998, Barlow et al., 2007), 특히 베트남 중부의 센트럴 하이랜드 지역에서는 정부의 농경지

확대 정책으로 산림 벌목 후 경제적 이득이 되는 커피나 고무를 식재하여, 산림훼손의 큰 요인이 되고 있다(D'haeze et al., 2005; Meyfroidt and Lambin, 2013). 또한 경제 성장으로 인한 인구 증가에 따라 목재 생산에 대한 요구도 증가하며 위법벌채 또한 급증하고 있다(McElwee, 2004; Meyfroidt and Lambin, 2008a). 산림전용으로 인한 산림 파편화와 가장자리 증가 및 자연림의 조림지로의 변화에 따라, 센트럴 하이랜드 지역의 다양한 생물종들은 서식처 감소의 위협을 받고 있다(Meyfroidt and Lambin, 2008b; Millet, et al., 2010).

이에 기후변화협약 제13차 당사국총회(COP13)에서 산림파괴와 황폐화로 인한 온실가스배출을 저감하기 위한 개발도상국에서의 활동에 대한 선진국의 지원을 온실가스 감축 활동으로 인정하는 REDD(Reducing Emissions from Deforestation and forest Degradation) 메커니즘이 채택되었다(UNFCCC, 2007; 배재수와 배기강, 2009). REDD는 기존의 재조림만을 지원하는 CDM 사업보다 넓은 범위의 사업을 지원함으로써, 경제적 이익과 환경 보전 가치를 보상할 수 있어, 2009년 기준으로 REDD 사업은 준비 단계의 사업을 포함하여 180개 이상으로 나타났다(Cerbu et al., 2011). 그 후 논의가 지속되어 2009년 제5차 당사국총회에서 REDD와 더불어 탄소 축적량을 증진하기 위해 산림 보전과 지속가능한 산림경영까지도 포함시키는 REDD+(Reducing Emissions from Deforestation and forest Degradation, and the role of conservation, sustainable management of forests and enhancement of forest carbon stocks in developing countries)를 제시하였다(한국농촌경제연구원, 2010).

REDD+가 제안되었음에도 불구하고, 경제적 이익의 추구를 위해 온실가스배출량 측면은 지속적으로 관심을 받는 반면에 생물다양성에 대한 관심은 부족한 관계로 생물다양성이 저하될 위협을 받고 있다. 이에 따라 2010년 COP16에서 채택된 칸쿤합의에서 세이프가드 축진이 의무화되어, 생물다양성이 중요한 사업 실행 기준이 되었다(UNFCCC, 2011). 세이프가드 도입 방법에 관해서는 CBD가 제시하고 있는 사업의

효과 검증을 위해 사용하는 베이스라인 기준인 CCB에서도 명확하게 기술되고 있지 않아, 각 국가에서 수립하는 것으로 결정되었다.

베트남에서도 현재 센트럴 하이랜드 지역을 비롯하여 9개 REDD+ 사업이 진행 중이다(UN-REDD, 2011). 세이프가드 도입에 대한 중요성이 늘어남에 따라, REDD+ 사업에 생물다양성을 도입하는 방안으로 REDD+를 국가 생물다양성 보전 정책의 주요 수단으로 이용하려고 검토하고 있다(Mant, 2013).

REDD 사업에 따른 온실가스배출 감축 잠재력과 생물다양성 보전 측면에서 볼 때, 사업 대상지 선정에 따라 사업이 경제적 이익과 생태계에 미치는 영향이 달라지므로 대상지 선정은 매우 중요하다. CIFOR(2012a)에 따르면 브라질과 인도네시아를 대상으로 지역단위의 REDD+ 사업 수와 사회, 환경적 요인 간의 관계를 분석한 결과, 많은 대상지 선정 기준 중 실제 사업에서 가장 중요시되는 기준으로 과거 산지전용률, 탄소저장량, 보호지역의 비율이 상관이 있는 것으로 나타났다. Lin(2012)는 COP15에서 REDD+ 사업자 25명을 대상으로 15개의 사업 대상지 선정 기준에 대한 우선순위에 관해 5점 척도로 설문조사를 실시한 결과, 과거 산림훼손율, 탄소저장량, 생물다양성, 이해당사자들의 관심, 통치 순으로 나타났다.

이러한 연구 결과를 통해 사업 대상지 선정 시 경제적 이익뿐만 아니라, 생태계 보전과 지속가능한 이용을 위해 생물다양성에 대해서도 관심을 갖고 있는 것을 알 수 있다. 그러나 아직 생물다양성의 보전 가치에 대해서는 금전적으로 평가 가능한 방법이 없기 때문에, 사업마다 다른 목적과 기준에 따른 REDD 사업 대상지 선정이 이루어지고 있다. 이에 따라 국가 및 지역적인 차원에서 높은 생물다양성을 보유한 보전 가치가 높은 산림도 훼손이 진행되고 있는 상황이다. 따라서 국가 및 지역적인 차원에서 동일한 기준에 따른 포괄적인 사업 대상 적지 분석이 필요하다.

최근 들어 생물다양성을 REDD 대상 적지 기준으로 도입하기 위한 연구가 시작되었다. 다수의 연구에서 탄소저장량과 생물다양성 간의 분포 특성에 대한 관계를 분석한 결과, 연구 대상지마다 분포가 같다는

결과(Christopher et al., 2013; Ricardo et al., 2013)와 다르다는 결과(Bernardo et al., 2009; Jonah et al., 2013)가 나타나, 지역마다 탄소저장량과 생물다양성의 분포에는 차이가 있는 것으로 분석되었다. 따라서 REDD 사업 대상지 선정 시 생물다양성 도입이 필요한 것을 알 수 있다.

그러나 이러한 기존 연구에서 사용된 탄소저장량과 생물다양성 자료는 대부분이 세계적으로 구축된 자료로 정확성이 낮아, 실제적인 생물다양성 기준의 도입 방안에 대한 연구는 미흡하다고 할 수 있다. 개발도상국의 특성 상 탄소저장량 측정 자료 또한 생물종 관측 자료 부족과 측정 방법의 정확성이 낮기 때문에, 보다 정확한 자료 구축과 적용이 필요하다.

한편 생물종의 서식적합성 분석에 있어서 보다 정확한 자료 중 개발도상국에서도 이용 가능한 자료로 DEM(Digital Elevation Model)이 있다. 이것을 바탕으로 분석된 지형의 특성 중에서 지형적 이질성은 생물다양성과의 관계가 높은 것으로 보고되고 있다(Burnett et al., 1998; Nichols et al., 1998; Coblentz and Riitters, 2004; Hansen et al., 2005). 지형적 이질성이 높은 지역에서는 급한 계곡이 생기며 수문학, 기후, 지질이 상호연계되어 수자원, 에너지, 서식 공간, 영양을 공급하며 생물의 서식처를 형성하므로(Gray, 2004), 생물종 서식처 적합성 분석에 유효한 방법이다. 그러나 REDD 적지 분석에서 지형학의 응용은 미흡한 상황이다.

따라서 본 연구에서는 지역의 포괄적인 탄소배출량 저감과 생물다양성 보전을 위하여, 베트남 센트럴 하이랜드 지역을 대상으로 연구를 진행하였다. 먼저 미래 산림훼손 가능성이 높은 지역을 우선적으로 REDD 후보지로 도출하였다. 다음으로, 탄소저장량과 지형적 이질성에 기초한 생물다양성을 REDD 적지 선정 기준으로 설정하였으며, 자료의 정확성을 고려한 분석자료 구축 및 적용을 통해 REDD 적지를 도출하였다. 본 연구는 이를 바탕으로 REDD 적지 예측 방법론을 제안하고자 하며, 이를 통해 궁극적으로 지역경제 및 자연보호에 기여하는 것을 목적으로 한다.

2. 연구의 흐름

본 연구는 크게 네 단계로 나뉘며, 미래 산림훼손 지역 예측을 통한 REDD 후보지 도출 단계, 탄소저장량 분석 단계, 지형적 이질성에 기초한 생물다양성 분석 단계, REDD 적지 분석 단계로 구성된다(Figure 1).

1단계에서는 REDD 적지 분석에서 지역적 특성을 고려하기 위해, 미래 산림훼손 가능성이 높은 지역을 REDD 후보지로 도출하였다. 문헌 연구를 통해 산림훼손 지역 예측 지표를 2000년의 지표로 선정하였으며, 퍼지집합(Fuzzy set) 적용을 통한 지표 구축 후, 2000~2009년 동안의 과거 산림 훼손 지역을 바탕으로 가중치를 산출하여, 2009년 지표에 적용함으로써 미래 산림훼손 지역 예측을 통해 REDD 후보지를 도출하였다.

2단계에서는 문헌 연구를 통해 산림 유형별 임목재적, 목재 기본밀도 및 바이오매스 확장 계수를 도출하여, 산림유형별 탄소저장량을 산출하여 탄소저장량 도면을 구축하였다. 구축된 도면을 기존 연구와의 비교를 통해 검증하였다.

3단계에서는 개발도상국에서 이용 가능한 DEM 자료를 이용하여, 생물다양성과의 관계가 높다고 보고되고 있는 지형적 이질성을 분석하였다. 경사·향·Topographic position index 도면 구축 후 Shannon 지수를 적용 및 중첩하여 지형적 이질성 도면을 구축하였다. 구축된 지형적 이질성 도면의 검증을 위해 생물다양성이 높은 자연보호지역과의 관계를 T검정을 통해 분석하였다.

4단계에서는 앞에서 도출한 REDD 후보지 내에서 탄소저장량 분포도와 지형적 이질성 도면을 바탕으로 관계식을 도출하여, 상관성을 분석하였다. 다음으로 단위가 다른 기준을 적용하기 위해 PROMETHEE의 순위결정 모형을 바탕으로 최종적으로 REDD 적지를 도출함으로써, 생물다양성을 고려한 REDD 사업 대상지 선정 방안을 제시하였다.

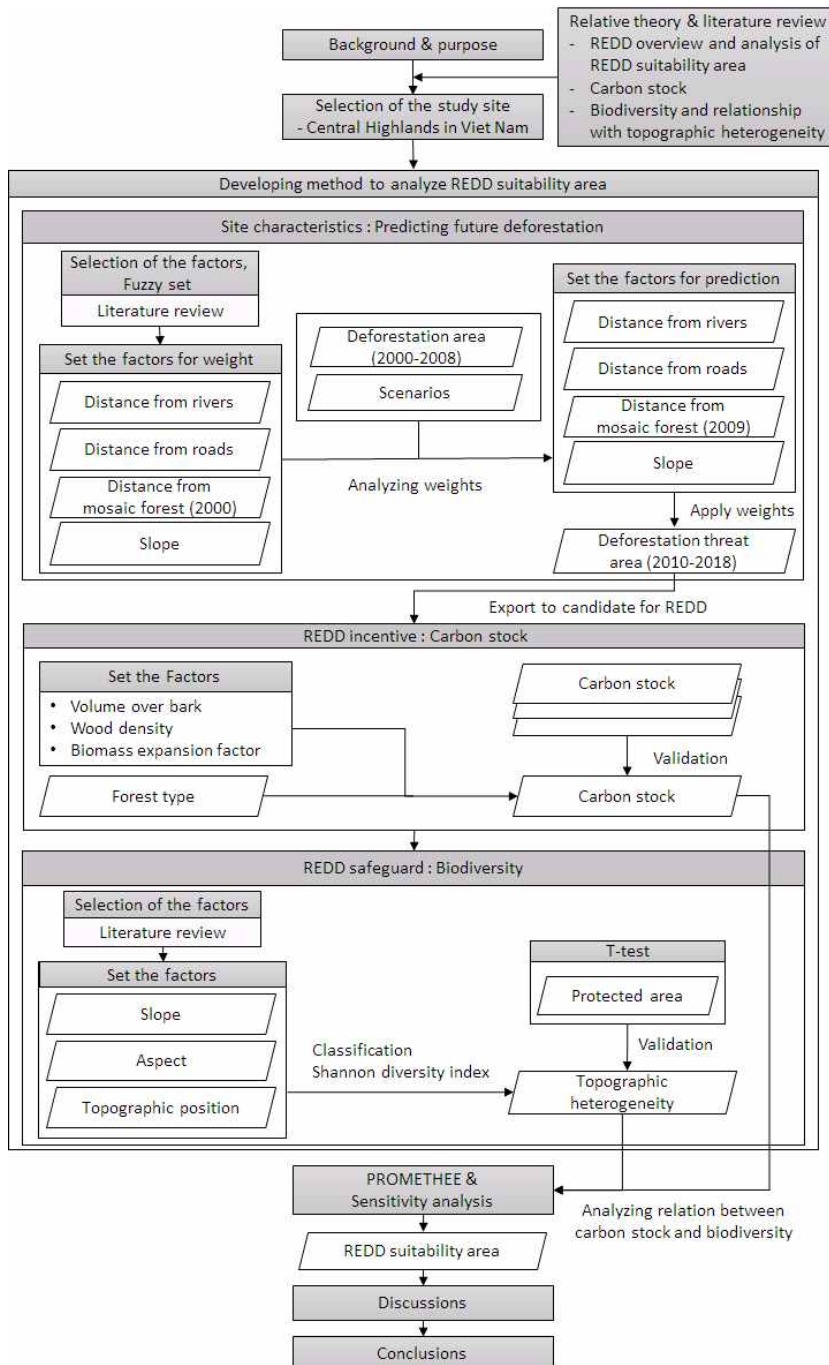


Figure 1. Study flow

II. 관련 이론 및 선행연구 고찰

1. REDD 관련 이론 및 선행연구

가. REDD 개요

REDD는 개발도상국에서 산지전용과 산림 황폐화에 따른 온실가스 배출량을 감축하는 활동에 대해 국제사회나 선진국이 인센티브를 제공하는 시스템이다(UNFCCC, 2007). IPCC에서 산지전용은 산림이 인간 활동으로 인해 산림이 아닌 지역으로 전용되는 것으로 정의되며, 산림 황폐화는 산림이 산림으로 남아 있되, 동물 방목이나 목재 벌채 등과 같은 과도한 인간 활동으로 인해 수관면적 또는 탄소 저장량이 감소하는 것으로 정의된다(IPCC, 2003).

REDD는 계획된 산지전용 방지와 계획되지 않은 산지전용 또는 황폐화 방지로 나눌 수 있다(VCS, 2011). 계획된 산지전용 방지의 대상은 법적으로 인정되지만 산림 이외의 지역으로 변화될 것으로 예상되는 지역이 된다. 계획되지 않은 산지전용 또는 황폐화 방지의 대상은 법적 산림 보전이 약하거나 토지 사유권 부재 등으로 농업이나 위법벌채가 일어나는 곳이다.

나. REDD 방법론

REDD는 사업 전의 적합지 분석과 베이스라인 구축(Measurement), 사업 실시의 보고(Reporting), 사업 실시에 따른 효과의 검증(Verification)에 의한 MRV로 구성된다. MRV 방법은 IPCC Guidelines에서 제시하는 Tier별 방법에 따라 진행되는데, 세계 단위(Tier 1), 국가 단위(Tier 2), 지역 단위(Tier 3) MRV 방법을 적용함으로써, 분석의 정확성을 높이며 불확실성을 줄인다. 최근에는 각국의 특성을 반영한 방법론이 REDD 선진국에서 구축되고 있다. 베트남에서는 FAO(Food and Agriculture Organization)의 지원을 받아 국가 산림 인벤토리, 감시 및 평가 프로그램이 실시 중이며, 향후

MRV 시스템의 기반이 될 예정이다(WWF, 2013).

MRV 기준은 사업 목적에 따라 결정하는데 탄소 축적, 산림의 지속가능한 관리, 환경·사회적 이익에 기초한 기준들이 있다(Table 1).

Table 1. Key features standards for REDD (Forest Carbon Asia, 2011)

REDD Standards	Environmental & Social impacts / benefits	Verification	Carbon registry
VCS	Identify & reduce potential negative environmental & socio-economic impacts. Encourages CCBS, FSC and other certification to obtain co-benefits.	By approved independent verifiers (double approval of some components)	Markit, APX, Caisse des Depots
ACR	Prove land cover eligibility for AR. Requires net positive community & environmental impacts, initial impact assessments, mitigation plan for foreseen negative impacts, annual reporting of negative impacts/claims.	By approved independent verifiers	ACR
GCS	Require development of long-term sustainable conservation management plans	Annual verification from third-party	GCS registry
ISO 14064	Specified in general terms	Recommends independent verification	-

Table 1. Continued

REDD Standards	Environmental & Social impacts / benefits	Verification	Carbon registry
REDD+ S&E	Ensure human rights, poverty reduction and biodiversity conservation	No formal process of verification	-
SOCHIAL CARBON	Focus on social & environmental performance, sustainable development, local community participation.	Annually by approved independent certifier	Markit
CCBS	Focus on evaluating socio-economic & environmental benefits and impacts Detailed specifications.	By approved independent auditors every five years	Markit
Plan Vivo	Improve livelihoods, conserve natural ecosystems, plant native/adapted	Every 5years by approved independent verifiers	Markit

2012년 선물시장에서 거래된 내역을 보면, VCS(Verified carbon standard)가 61%를 차지하며 가장 높은 것으로 나타났다(Figure 2). 탄소와 다른 환경·사회적 이익에 기초한 기준을 같이 사용하여 경제적 이익과 환경·사회적 보상을 하는 경우, VCS와 생물다양성을 추진하는 CCBS(Climate, community & Biodiversity Standard)를 함께 사용하는 경우가 44%로 가장 많았다(Figure 3).

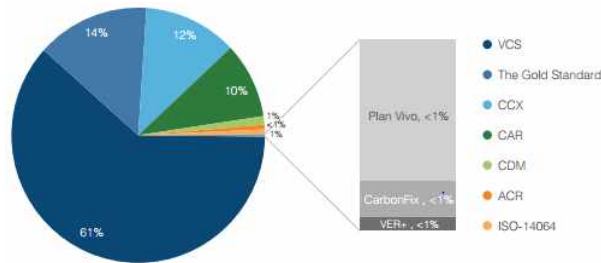


Figure 2. Market Share by Independent Third-Party Carbon Project Standard, 2012 (Ecosystem Marketplaces, 2013)

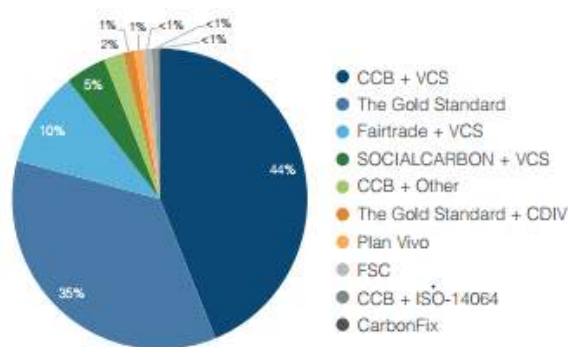


Figure 3. Market Share by Co-benefits Standard or Project Area Label, 2012 (Ecosystem Marketplaces, 2013)

탄소 거래에 기초한 MRV 사용 시 인센티브의 계산 방법은 사업을 실시하지 않았을 경우 발생하는 탄소배출량을 예측한 베이스라인을 설정하여, REDD 실시 후의 탄소 배출량과 베이스라인과의 차이 즉, 탄소 배출 감축량을 계산하여 그것을 토대로 거래 베이스라인이 산출되어 인센티브를 지불한다(Figure 4). 자발적 탄소 시장에서 판매하여 탄소배출 저감량에 따른 인센티브를 받을 수 있다. 베이스라인 설정에서는 국가의 과거 산지전용률, 국가의 환경과 사회 경제적 특성을 반영한 미래 산지전용 예측, 전 세계 국가의 평균 산지전용률에 기초한 방법 등이 있다(CIFOR 2010). 베트남에서는 국가단위 베이스라인을 설정 및 적용하고 있으며, 지역 단위 베이스라인을 구축 중이다(WWF, 2013).

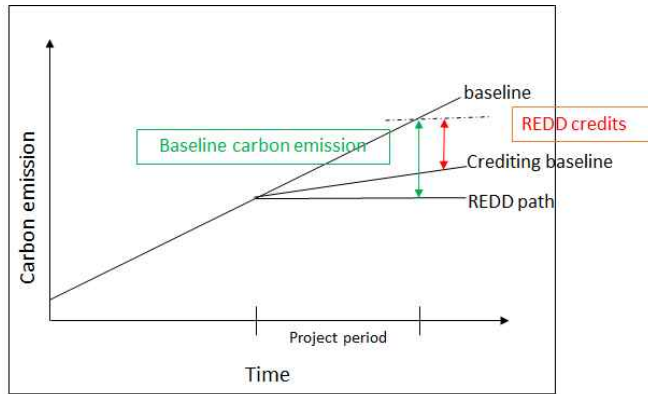


Figure 4. BAU and crediting baseline

다. 세이프가드

기후변화 완화 대책이 탄소 외의 환경에 미치는 영향에 대한 논의가 진행됨에 따라, 생물다양성협약 당사국총회(COP9)에서는 REDD가 생물다양성을 고려해야 한다고 언급하였다(CBD, 2008). COP13에서는 REDD가 산림보전에서 지속가능한 산림경영, 산림탄소흡수량의 증진까지를 포함한 REDD+로 확대되면서 탄소저감량에만 초점을 맞춘 사업 체계의 개선이 요구되기 시작했다(한국농촌경제연구원, 2010). 이에 2010년 COP16에서 채택된 칸쿤합의에서 세이프가드 촉진 의무화가 언급되었다. 세이프가드는 기후변화 완화 정책과 더불어, 생물다양성 보전, 지속가능한 산림 이용, 지역 주민 지원 등 지속가능한 REDD+ 시행을 위한 조치이며, 세이프가드 고려 사항으로 산림 정책, 사회, 환경·사회, 기후 분야에 이르는 리스트가 제시되었다(UNFCCC, 2011)(Table 2). UNFCCC에서는 세이프가드를 시행하는 방법과 모니터링 방법에 대한 내용은 국제사회에서 결정하지 않고, 국가차원에서의 결정을 권장하고 있어, 각 국가에서 현재 세이프가드를 포함한 산림 정책을 수립 중이다.

세이프가드 도입에 따라 이에 관한 연구가 전 세계에서 활발히 진행되고 있다. Hoang et al.(2013)는 기존 산림 정책에 REDD+를 도입하여 다른 생태계서비스와의 연계를 검토하였다. Pistorius and

Reinecke(2012)와 Boissie`re et al.(2009)는 사업의 투명성 증진을 위한 대책으로 공공과 개인에 의한 사업 추진이 환경보전 사업의 효율을 향상시키는 것으로 주창하였다. 생물다양성 도입에 대한 연구는 세이프가드 중에서도 특히 주목을 받고 있으며, 탄소저장량 지도와 생물다양성 지도를 중첩하여 둘의 조건을 모두 만족시키는 사업 대상 적지 분석(Ricardo et al., 2013), REDD+ 사업에 따른 생물다양성 모니터링 방법 등이 연구되고 있다(Imai et al., 2014).

Table 2. UNFCCC REDD+ safeguards (UNFCCC, 2011)

Contents	Class
That actions complement or are consistent with the objectives of national forest programmes and relevant international conventions and agreements	Forest governance
Transparent and effective national forest governance structures, taking into account national legislation and sovereignty	
Respect for the knowledge and rights of indigenous peoples and members of local communities, by taking into account relevant international obligations, national circumstances and laws, and noting that the United Nations General Assembly has adopted the United Nations Declaration on the Rights of Indigenous Peoples	Society
The full and effective participation of relevant stakeholders, in particular indigenous peoples and local communities	
That actions are consistent with the conservation of natural forests and biological diversity, ensuring that actions are not used for the conversion of natural forests, but are instead used to incentivize the protection and conservation of natural forests and their ecosystem services, and to enhance other social and environmental benefits	Environment and society
Actions to address the risks of reversals	Climate
Actions to reduce displacement of emissions	

라. REDD 적지 분석

현재까지 국가 단위에서 REDD 사업 대상 국가 선정 연구가 진행되어 왔다. Cerbu et al.(2011)는 64개국의 개발도상국을 대상으로 환경적, 사회적 변수와 국가의 REDD 사업 수 간의 관계를 분석하였으며, 그 결과 과거 탄소배출량, 탄소저장량, 희귀종의 수, 정책 지원 등이 대상 국가 선정의 중요한 요인인 것으로 나타났다. 배재수와 설미현(2012)은 한국의 REDD+ 협력 대상국 선정을 위해 국가별 산림률과 산지전용률 및 양자 협력 여부를 기준으로 분석하였으며, 그 결과 인도네시아, 미얀마, 캄보디아 및 라오스가 가장 적합한 국가로 도출되었다.

최근에는 지역 단위의 REDD 사업 대상지 선정 연구가 진행되고 있다. 국립산림과학원(2013)에 따르면 사업 대상지 선정 시 고려할 기준은, 산지전용 및 산림황폐화 추세, 산지전용 및 산림황폐화 요인, 감축 잠재량, 대상지 접근성, 지리적 위치, 산림 지역 특성, 정부의 지원 여부, 지역 이해당사자들의 지원 여부 등 환경적 특성으로부터 사회경제까지 많은 요소가 포함될 수 있다. 사업 목적에 따라 기준을 선정한 후, 지역별 특성이나 토지소유권과 같은 사업 시행 가능 여부를 고려하여 기준에 적합한 지역을 선정한다. 후보 대상지 선정 후, 대상지 선정 기준별로 가중치를 적용하여 최종 대상지를 선정한다.

이러한 많은 사업 대상지 선정 기준 중에서 중요한 기준을 도출하기 위하여, CIFOR(2012a)는 브라질(36개 사업)과 인도네시아(44개 사업)를 대상으로 일반선형모형에 포아송(Poisson) 분포를 적용하여, REDD+ 사업 수와 환경적, 사회적 요인 간의 관계를 분석하였다. 분석 결과 탄소저장량, 과거 산지전용률, 보호지역의 비율이 사업 수와 양의 상관관계가 있는 것으로 나타났다(Table 3).

Lin(2012)은 COP15에서 REDD+ 사업자 25명을 대상으로 사업 대상지 선정 기준 15개에 대해 5점 척도로 설문조사를 실시하였으며, 그 결과 REDD+ 사업 에서 가장 많이 고려된 기준은 과거 산림훼손율, 산림 탄소 저장량, 생물다양성, 이해당사자들의 관심, 통치 순으로 나타났다.

Table 3. Negative binomial models of the count of forest carbon projects in a Brazilian municipality and Indonesian district (CIFOR, 2012a)

Variables	Brazil		Indonesia	
	Coefficient	Mean	Coefficient	Mean
Forest carbon (in 100s of tC/ha)	0.970***	1.18	0.487**	1.21
Deforestation rate	0.087***	1.06	0.104**	1.46
Opportunity cost (in 1000s US \$)	0.121	0.83	-0.191	0.76
% of land in protected area	0.586***	9.95	1.877***	13.38
Poverty rate (Poverty headcount ratio)	-1.162*	0.41	1.472	0.17
Population density (in 1000s per km2)	0.411***	0.07	-1.581	0.87
Road density	-10.850***	0.08	-2.047	0.11
Area (in 10 000 km2)	0.428***	0.18	0.568***	0.48
Constant	-4.061***		-3.181***	
Observations	4134		391	
significant at 1%(***), 5%(**), 10%(*)				

또한 세이프가드 의무화에 따라 베트남·캄보디아·라오스·필리핀·태국과 같은 탄소저장량과 과거 산림훼손율이 낮은 국가에 대한 연구가 시작되었다. Phelps et al.(2010)는 세이프가드 측면에서 향후 산림 정책, 보전 우선순위, 지역 주민의 권리, 토지 소유권, 지역 단위의 사업 지원 잠재력 등이 사업 선정의 중요한 요인으로 제시하였다. Lin et al.(2014)는 탄자니아를 대상으로, 탄소저장량, 생물다양성, 빈곤율과 같은 경제적 이익과 과거 산림훼손율과 같은 리스크 및 기회비용과 같은 투자비용을 기준으로 가중치를 적용하여 REDD+ 사업 대상 적지를 분석하였다. 이 연구는 세이프가드의 여러 측면을 도입했다는 점에서 의의가 있으나, 분석 자료 중 탄소저장량과 관련해서는 세계적으로 구축된 자료를 이용하였고, 생물다양성에 대해서는 보호지역으로부터의 거리를 측정하는 간략한 방법으로 시행하였다는 점에서 개선이 필요하다.

2. 탄소저장량 분석

탄소를 저장하거나 탄소를 축적 또는 배출하는 시스템을 탄소저장고(Carbon pool)라고 하며, 거기에 축적된 탄소의 양을 탄소저장량(Carbon stock)이라고 한다(FAO, 2005). 탄소저장고로는 대기, 산림, 해양 등이 있으며, IPCC(2006)에 따르면 산림에 대한 탄소저장고는 5가지 유형으로 나눌 수 있다: (1)지상부 바이오매스량, (2)지하부 바이오매스량, (3)고목, (4)낙엽, (5)토양(Figure 5).

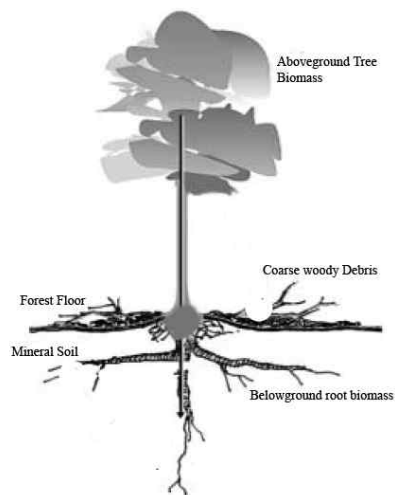


Figure 5. Forest carbon pools (Carbon Trading)

임분 단위의 탄소저장량 측정에서는 수종별로 몇 개의 수목을 굴취한 후, 개체 당 부위별 생체량을 측정하고 탄소저장량을 산출한다. 다음으로 탄소저장량을 종속변수로, 흉고직경이나 수고를 독립변수로 하여 수목 생장에 따른 탄소저장량 산출 회귀식을 도출한다(조현길과 안태원, 2012).

광역적인 산림의 탄소저장량 분석 방법은 세 가지 유형으로 나눌 수 있다. 첫째, 위성영상을 통해 수고와 수관면적 및 산림 유형 등을 추정하여 현장 탄소저장량 측정값과의 관계를 도출하는 것을 통해,

탄소저장량을 분석하는 방법이다(Hurtt et al., 2004; Saatchi et al., 2011). 이 방법은 작은 대상지를 세부적으로 분석하는데 장점이 있으며, 대상지가 커질수록 탄소측정값에 대한 자료가 더욱 많이 요구되고 불확실성도 더 커지게 된다. 또한 적용되는 위성영상의 종류나 분석 방법에 의해 오차가 발생한다는 단점이 있다(Gonzalez et al., 2010).

둘째, 현장 탄소저장량 측정값과 산림 외의 기후이나 토양과 같은 환경적 요소간의 관계 분석을 통해 탄소저장량을 측정하는 방법이 있다(Hou et al., 2011). 이 방법은 큰 대상지에 적합하다는 장점이 있으나, 간접적인 추정 방법으로 실제 산림과의 관계 분석에 비하여 정확성이 떨어진다는 단점이 있다.

셋째, 산림유형마다 바이오매스량 산출 계수를 이용하여 탄소저장량을 추정하는 방법이 있다(Mant, 2013). 이 방법은 분석 대상지의 산림 분포 자료와 바이오매스량 산출 계수가 있을 경우, 기존 연구 자료를 이용하는 것으로 간편한 방법이라는 장점이 있으나, 대상지의 기존 연구 자료가 없을 경우에는 전 세계를 대상으로 구축된 자료를 이용하므로, 불확실성이 커진다는 단점이 있다. 이 방법은 REDD 적지 분석과 같은 사업의 사전 검토 단계에서 광역적 대상지에 대해 간이평가방법으로 적용할 수 있어 유효한 방법이다. REDD에서는 주로 지상부·지하부 탄소저장량에 대해서 분석한다. 여기서 사용하는 지상부 바이오매스량 산출 계수는 수종별 분포도가 있을 경우, 수종별 임목 재적을 이용하고(Tanaka et al., 2014) 없을 경우 산림유형별 임목 재적을 적용한다. 임목재적에 목재 기본밀도를 곱해 바이오매스량을 산출한 후, 바이오매스 확장 계수를 적용하여 산림의 탄소저장량을 산출한다(Brown, 1997, IPCC, 2003). 지하부 바이오매스량은 식생에 따라 다르며, 일반적으로 지상부 바이오매스량에 뿌리함량비를 곱해 산출한다(FAO, 2008).

이러한 탄소저장량 분석 방법이 계속적으로 개발되고 있으며, 구축된 자료는 산림훼손에 따라 발생하는 탄소배출량 산정에 이용되어, 미래 기후변화 예측, CDM 사업, REDD 사업 등 다양한 분야에 적용되고 있다. 그러나 탄소저장량 분석에는 많은 불확실성이 존재하기 때문에,

보다 정확한 분석을 위하여 여러 방법 간의 정확성 비교 및 개선 연구가 이루어지고 있다(Houghton et al., 2001; Nabuurs et al., 2008; Mitchard et al., 2013). Ometto et al.(2013)는 브라질을 대상으로 세계적으로 구축된 탄소저장량 도면과 브라질에 대해 구축된 탄소저장량 도면을 바탕으로 도면을 비교한 결과, 도면마다 탄소저장량 값과 분포가 차이를 보였으며(Figure 6), 이러한 불확실한 자료를 바탕으로 산림훼손에 따른 탄소배출량을 예측하면, 그 결과 값의 불확실성 또한 커지게 된다고 분석하였다.

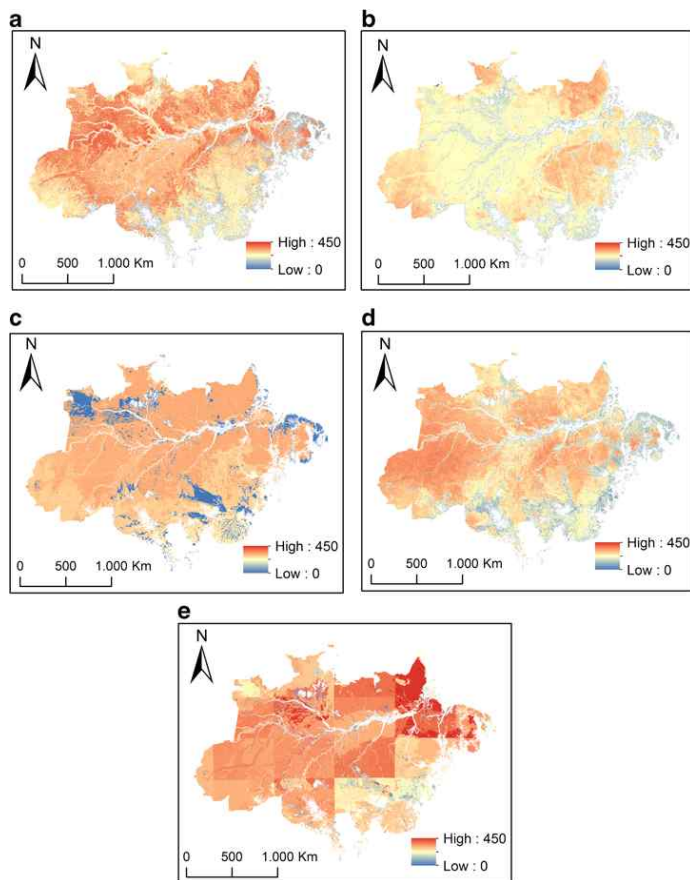


Figure 6. Comparison of biomass data (Ometto et al., 2013):
a (Saatchi et al., 2007); b (Saatchi et al. 2011); c (Nogueira et al., 2008); d (Baccini et al., 2012); e (MCT, 2010)

3. 생물다양성 분석 및 지형적 이질성과의 관계

CBD(Convention on Biological Diversity: 생물다양성협약)에 따른 생물다양성의 정의는 육상과 해양 및 기타 수생 생태계를 포함한 모든 자원에 살고 있는 유기체 간의 다양성과 그들이 이루는 생태적 복잡성을 의미하며, 이는 종 내 다양성과 종 간 다양성 및 생태계의 다양성을 말한다.

생물다양성 분석에서는 종 간 다양성에 대해 다수의 대상 생물종의 서식처 적합성을 주로 분석하고 있다. 서식처 적합성은 생물종 출현자료와 비출현자료 또는 출현자료 만의 환경변수 간의 관계 분석을 통해 예측하는 방법과 환경변수를 바탕으로 예측하는 방법으로 나뉜다. 생물종 자료를 요구하는 방법으로, 거리에 기초한 분석방법(Munoz et al., 2009), MaxEnt 같은 모형 알고리즘에 기초한 분석 방법(Phillips et al., 2006), 로지스틱 회귀모형과 같은 회귀식에 기초한 분석 방법들이 있다(Abdi, 2013).

기존의 REDD 사업 대상 적지 분석 연구에서 생물다양성을 주로 종 간 다양성으로 정의하고 있다. 위와 같은 생물다양성 분석 방법은 많은 생물종 출현자료를 요구하기 때문에, REDD 사업의 대상지인 개발도상국에서는 자료 부족으로 인하여 분석에 어려움이 있다. 따라서 REDD 사업 대상 적지 분석에서는 주로 세계적으로 생물종 분포를 예측한 자료를 바탕으로 생물다양성을 분석하고 있다: 포유류의 종 풍부도(Strassburg et al., 2009; Sangermano et al., 2012; Siikamaäki et al., 2012; Greve et al., 2013; Mant et al., 2013; Thomas et al., 2013), 서식처가 좁은 종 풍부도(Strassburg et al., 2009; Busch et al., 2013), 희귀종의 종 풍부도(Strassburg et al., 2009), 보호지역으로부터의 거리(Lin et al., 2014) 등이 그것이다. 이러한 연구에서 사용되고 있는 자료는 전 지구적인 스케일에서 예측된 생물종 분포지도이며, 예측에 사용되는 생물종 데이터는 관측 시기, 관측 방법, 관측 위치, 대상 지역의 종 출현 수 등에서 많은 불확실성이 존재하므로, 실제 분포에 있어 정확성이 떨어진다.

한편, 환경변수를 이용한 생물다양성 분석에서는 주로 지형, 지질,

기상, 수자원, 식생을 이용하고 있다(Hansen et al., 2005; Parks and Mulligan, 2010). 이중 기후와 식생 형태는 생물다양성과의 관계가 낮은 것으로 분석된 반면, 지형과 지질은 관계가 높은 것으로 분석되었다(Hjort et al., 2012; Zellweger et al., 2013). 특히 지형적 이질성은 생물다양성에 영향을 미친다는 연구 결과가 보고되고 있다. 지형적 이질성이 높은 지역에서는 급한 계곡이 생겨, 침식과 퇴적 과정이 경관을 구성하며(Hjort et al., 2012), 수문학, 기후, 지질과 상호 연계함으로써 수자원, 에너지, 서식 공간, 영양을 공급하며 생물의 서식처를 형성한다(Gray, 2004)(Figure 7). 따라서 지형은 다양한 생물의 서식처 기반을 제공하는 지표로, 생물종 자료가 부족한 개발도상국에서는 유효한 방법이다.

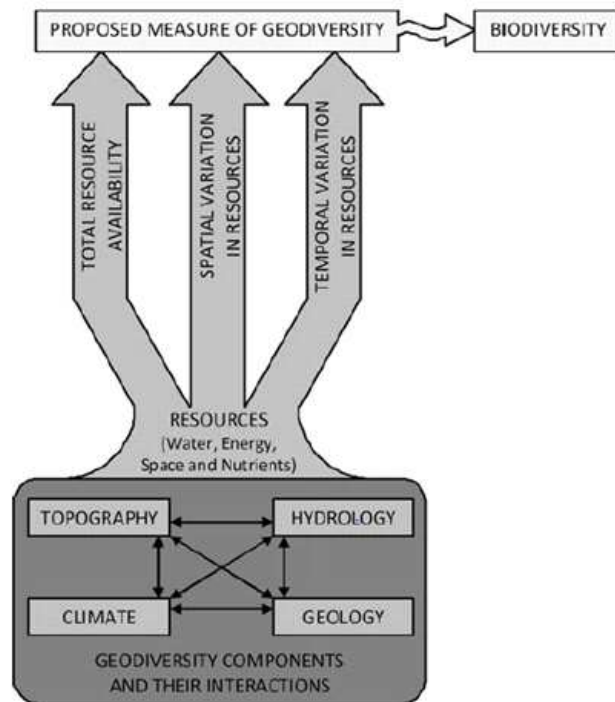


Figure 7. Relationships between the components and the measure of geodiversity (Parks and Mulligan, 2010)

Burnett et al.(1998)과 Nichols et al.(1998)은 경사, 향, 토양의 건조 정도, 토양 깊이 등의 변수에 Shannon 지수를 적용하여 지형적 이질성을 나타냈으며, 식물종의 다양성과의 관계 분석 결과 유의한 상관관계가 있는 것으로 나타났다. Coblenz and Riitters(2004)는 유사한 지표를 바탕으로 Simpson 지수를 이용하여 지형을 분석하였으며, 토지피복의 다양성과의 관계를 밝혔다. Hansen et al.(2005)은 토지피복의 다양성을 고도의 표준편차로 나타냈으며, 지형 외에도 수관밀도, 강우량 등의 지표를 사용하여 조류와 식생의 다양성과의 관계를 분석한 결과, 토지피복의 다양성이 생물다양성과의 관계가 가장 높은 것으로 나타났다. 이러한 기존 연구는 생물다양성 예측에 있어 지형적 이질성이 유효한 지표 중 하나인 것을 보여준다.

4. 소결

REDD 적지 분석을 위해 REDD 방법론 및 논의 동향, REDD 적지 분석, 탄소 저장량 분석, 생물다양성 분석에 대한 연구를 고찰하였다.

REDD의 방법론은 사업 전의 적합지 분석 단계와 사업 실시 단계로 나눌 수 있다. 실시 단계에서 REDD에 의한 사업의 효과 분석을 위한 MRV 방법론이 IPCC 가이드라인에서 제시되고 있으며, 국가별로 진행 수준에 따라 세계 단위(Tier 1), 국가 단위(Tier 2), 지역 단위(Tier 3) MRV 방법을 적용함으로써, 분석의 정확성을 높이며 불확실성을 줄인다. 베트남에서는 현재 국가 MRV 시스템을 구축 중이다. REDD가 온실가스배출량 외의 사회, 자연환경에 미치는 영향을 고려하는 방안으로 세이프가드가 도입되었으며, 국가별로 세이프가드 도입 방안 마련이 필요한 상황이다. 세이프가드 중에서 특히 생물다양성 도입 방안에 대한 연구가 활발하며, 생물다양성을 고려한 REDD 사업 대상지 선정 연구, MRV로의 생물다양성 도입 방법에 대한 연구가 주로 진행되고 있다.

REDD 적지 분석 연구는 MRV 방법론과 같이 세계적인 차원에서 지역적 차원으로 평가 대상을 세분화하는 경향이 있으나, 아직 지역적 차원에 대한 연구는 미흡한 상황이다. 사업자가 중요시하는 기준으로 탄소저장량, 생물다양성, 과거 산림훼손율이 나타났으며, 이러한 다른 단위의 기준을 중첩분석이나 등급화 방법을 통해 적용하여 적지를 분석하고 있어, 실제적인 기준 적용에 어려움이 있다. 이에 국가 또는 지역적 특성을 반영한 주요 기준에 따른 REDD 적지 분석 연구가 필요하다.

탄소저장량 분석 연구에서는 위성영상, 현장조사, 산림 외의 환경변수, 바이오매스량 산출 계수 등을 사용하여 다양한 방법론이 개발되고 있으나, 분석 방법에 따른 탄소저장량 추정 값에 대한 정확성에 문제가 있다. 따라서 전 지구적으로 구축된 탄소저장량 분포도 적용 시에는 주의할 필요가 있다.

생물다양성 분석 연구는 생물종 출현자료 또는 비출현자료를 같이 사용하여 환경변수와의 관계를 바탕으로 서식처 적합성을 분석하는 방법과 환경변수만을 이용하는 방법이 이용되어 왔다. 기존 REDD 적지

분석 연구에서는 개발도상국의 특성상 생물종 분포자료가 부족하기 때문에, 세계적으로 구축된 생물종 분포도를 이용하고 있어, 자료의 정확성에 문제가 있다. 한편, 개발도상국에서 유효한 환경변수에 기초한 분석 방법으로 지형적 이질성이 생물다양성과의 관계가 높은 것으로 보고되고 있어, 이러한 방법론 적용을 통해 개발도상국에서의 생물다양성 분석 방법을 개선할 여지가 있다.

이에 따라 본 연구는 탄소저장량과 생물다양성을 모두 고려한 REDD 적지 분석 방법을 개발하였으며, 기존의 연구와 다음과 같은 차별성을 가진다. 첫째, 지역적 특성을 반영한 REDD 적지 분석을 위해, 센트럴 하이랜드 지역의 높은 과거 산림훼손율을 고려한 방법론을 제시하고자 한다. 둘째, 국가별 산림자원 조사에 기초한 탄소저장량 도면 구축과 지형 자료에 기초한 생물다양성 도면 구축을 통해, 자료의 불확실성을 줄이고자 한다. 셋째, 탄소저장량과 생물다양성 기준에 대해 다기준 의사결정 모형에 의한 우선순위결정 방법을 적용하여, 상호 이익을 추구할 수 있는 실제적 REDD 적지 분석 방법론을 제시하고자 한다.

III. 연구의 범위와 방법

1. 연구의 범위

가. 내용적 범위

본 연구에서는 REDD 사업 대상지 선정에서 국가 선정 단계 다음에 이루어지는 광역적인 지역 단위에서 몇 개의 사업 후보지를 도출하는 단계로 분석을 한정하였다. 몇 개 후보지 도출 후 토지소유권과 같은 지역별 특성을 고려하여 최종 REDD 사업 실시 지역을 선정하는 단계는 관련 현지기관과의 소통 등이 필요하기 때문에 본 연구에서는 제외하였다.

미래 산림훼손 지역 예측에서 사용하는 산림훼손 요인은 작은 공간적 단위로 나타낼 수 있는 환경적 요인으로 한정하였다. 탄소저장량 분석은 REDD 사업의 탄소저장량 측정에서 일반적으로 적용되고 있는 지상부·지하부 바이오매스량을 대상으로 하였다. 생물다양성에 대해서는 생태계 다양성, 종 간 다양성, 종 내 다양성 중, 기존 연구에서 주로 분석하고 있는 종 간 다양성을 분석하였다.

나. 공간적 범위

본 연구의 공간적 범위는 동남아에 위치하는 베트남 중에서, 중부지역의 센트럴 하이랜드 지역으로 설정하였다.

베트남은 2013년 연 평균 경제성장률 5.4%로 높은 경제성장을 보이고 있으며, 2013년의 GDP는 약 1,700억 달러(IMF), 면적 $331,210km^2$, 인구는 약 92,477,857명이다(CIA). 센트럴 하이랜드 지역은 면적 $54,641km^2$, 2012년의 인구는 약 5,379,600명이다(General statistics office of Vietnam).

베트남의 산림은 국토의 39.7%를 차지한다. 과거의 베트남 전쟁, 농지전용, 위법벌채 등으로 인해 산림이 감소하였으며, 현재 산림의 약 70%는 이차림이고 22%가 조림지, 자연림은 4%에 그친다(RECOFTC, 2011).

센트럴 하이랜드 지역의 산림면적은 2011년 시점에서 284.8만ha로 전국의 산림면적의 21%를 차지하며, 그 중 자연림 면적이 261.0만ha로 자연림이 전체 산림에서 차지하는 비율이 91%로 베트남 전 지역에서 가장 높다. 한편으로 2008~2011년의 이 지역의 산림 감소면적은 12.0만ha로 베트남에서 가장 높은 산림감소를 보였으며(General statistics office of Vietnam), 그 요인 중 하나로 농업지 확대 정책을 들 수 있다(Figure 8). 센트럴 하이랜드 지역 내 Dak Lak 지역은 커피가 주요 생산물이며, 산림의 농지전용에 따라 앞으로도 산림훼손 가능성이 높은 지역이다.



Figure 8. Deforestation site in Lam Dong (UN-REDD)

베트남은 생물다양성 보전 가치가 높은 지역이며, 서식하는 양서류, 조류, 포유류, 파충류의 8.2%는 지구상의 다른 지역에서는 서식하지 않는 생물종이다(The REDD Desk). 센트럴 하이랜드 지역에는 Chu Mom Ray 국립공원, Kon Ka Kinh 국립공원, Yok Don 국립공원, Chu Yang Sihn 국립공원, Cat Tien 국립공원이 지정되어 있다. 그러나 이 지역은 산림 파괴와 전통적 의료를 위한 사냥으로 인해 큰 위협을 받고 있다.

REDD 현황을 보면 대표적인 REDD 실시 지역인 인도네시아나 브라질에 비해, 베트남은 시행초기단계이며, 향후 프로젝트 증가가 예상된다. NRAP에서 2011~2015년에 지역 단위 사업실시, 2016~2020년에 국가 단위 REDD+ 실시를 위한 기반 확립을 구체적으로 제시하였다. 현재 베트남에서는 9개의 REDD+가 실시 중이며, 그 중에서

센트럴 하이랜드 지역의 Kon Tum 지역에서도 Fauna & Flora International(FFI)에 의한 REDD+가 진행되고 있다(Figure 9).

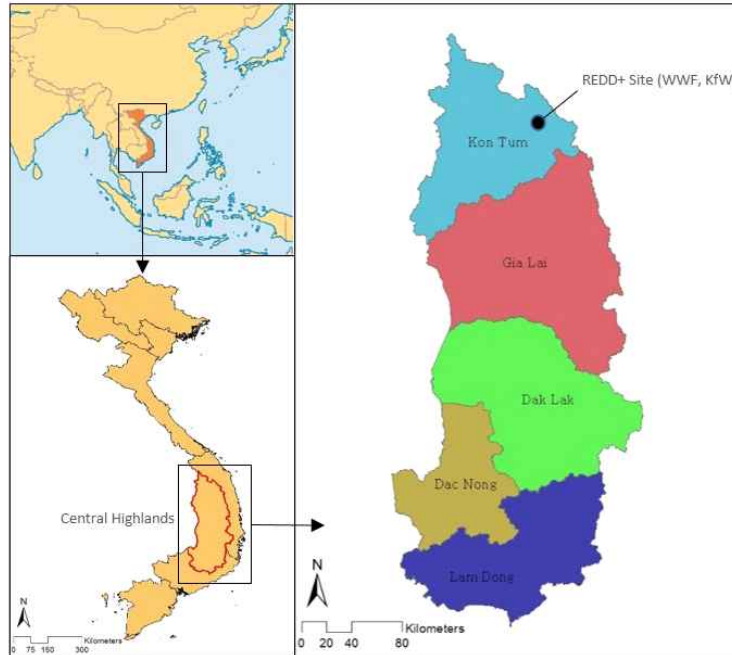


Figure 9. Study site : Central Highlands in Vietnam

다. 시간적 범위

REDD에 의한 탄소배출 저감량 산출을 위한 베이스라인 예측에 주로 사용되는 VCS(Voluntary Carbon Standard)에 따르면, 과거 10년간 산림이었던 지역을 REDD 실시 가능 지역으로 지정하고 있다. 본 연구에서는 자료의 이용 가능성을 고려하여 2009년을 현재로 하고, REDD 실시 가능 지역을 과거 8년(2000~2008년) 간 산림이었던 지역으로 설정하였다. 미래는 2010~2018년으로 설정하여 미래 산림훼손 지역 예측을 실시하였다.

2. 연구의 재료 및 방법

가. REDD 적지 분석 체계 구축

REDD 사업 대상 적지에 관한 문헌 분석 결과 주요 기준으로 탄소저장량과 생물다양성을 도출하였다(CIFOR, 2012a; Lin, 2014). 적지 선정에서는 지역적 특성을 고려하여 후보지를 도출할 필요가 있어(국립산림과학원, 2013), 베트남 센트럴 하이랜드 지역의 높은 산림훼손 가능성을 고려한 미래 산림훼손 지역을 예측하여, 도출한 지역을 보전지역으로 제시하도록 하였다.

본 연구에서는 베트남 센트럴 하이랜드 지역을 대상으로 한 REDD 적지 분석 체계를 다음과 같이 구축하였다(Table 4). 먼저 지역적 특성을 고려하여 미래 산림전용 예측 가능성이 높은 지역을 우선적으로 REDD 후보지로 도출하였다. 그 후, 탄소저장량과 지형적 이질성에 기초한 생물다양성을 고려하여 REDD 적지를 도출하였다.

Table 4. The framework for assessment of REDD suitability area

Category	Contents	Definition
Site characteristics	Prospection of future deforestation	Area with high deforestation possibility need to be conserved
REDD incentive	Carbon stock	High carbon stock contribute to potential of REDD projects
REDD safeguard	Biodiversity predicted by topographic heterogeneity	High topographic area would show high biodiversity and need to be conserved additionally

나. 미래 산림훼손 지역 예측

1) 분석 자료

분석 자료는 SPOT 영상으로 제작된 2000년 토지피복지도(FAO GeoNetwork, 1km×1km), MERIS 영상으로 제작된 2009년 토지피복지도(Globcover, 300m×300m)를 사용하였으며, 황폐화의 정도가 다른 산림·관목과 경작지·나지·강·인공물 등으로 구성되어 있다. 강과 도로 자료는 토지피복 유형 별로 제공되어 특정 대상이 잘 나타나는 자료(Digital Chart of the World), NASA에서 제공 받은 DEM(SRTM, 90m×90m)을 이용하였다.

2) 산림 훼손 예측 지표 선정

기존 산림훼손 예측 연구에서는 다수의 지표를 적용하고 있으며, 각 지표와 산림훼손 지역과의 관계는 지역마다 다르게 나타났다(Mas et al., 2004; Fuller et al., 2010; Cerbu et al., 2011; Mon et al., 2012). Sean et al.(2012)는 파나마를 대상으로 이러한 지역적 특성을 반영하여, 다수의 지표를 적용하되 지역마다 다르게 가중치를 부여하여 산림훼손 지역을 예측하였다. 그러나 가중치가 낮아 거의 산림훼손 예측에 영향을 미치지 않은 요인이 있다. 따라서 큰 지역단위의 분석을 위해서는 지역에서 공통적으로 중요한 요인을 추출하여, 미래 산림훼손 지역을 예측하는 것이 많은 요인으로 예측하는 방법보다 적합하다.

산림훼손 요인을 도출하기 위하여 기존의 산림훼손지역 예측 연구 및 베트남의 산림훼손요인을 분석하여, 공통적으로 산림훼손에 영향을 미치는 지표를 선정하였다. 거리 지표는 주변으로부터의 영향을 받기 때문에 설정한 영향권을 고려하여, 센트럴 하이랜드 지역 경계로부터 2km(Fuller et al., 2010) 버퍼를 주어 자료를 구축하였다. 각 지표는 가장 격자가 큰 자료가 1km 단위이기 때문에 모든 자료를 이 단위에 맞추어 자료를 구축하였다.

기존의 산림훼손지역 예측 연구에서 적용된 지표는 지형, 토질, 도로, 강, 시가화지, 주거지, 산림 황폐지, 산불과 같은 환경적 요인과 인구, 빈곤율과 같은 사회경제적인 요인이었다. 많은 요인 중 산림훼손지역과

관계가 깊은 요인은 지형과 도시로부터의 거리로 나타났다(Mas et al., 2004; Fuller et al., 2010; Mon et al., 2012). 또한 베트남의 주요 사업은 농업이므로, 이를 고려하여 최종적으로 기초 베이스라인 기준과 자료의 유용성을 고려하여 강으로부터의 거리·도로로부터의 거리·모자이크 산림으로부터의 거리·경사도를 지표로 선정하였다(Tanaka 등, 2013)(Table 5). 강으로부터의 거리와 도로로부터의 거리 및 모자이크산림으로부터의 거리 지표는 대상에 가까울수록 산림훼손 가능성이 높고, 멀어질수록 낮아진다. 경사도는 낮을수록 산림훼손 가능성이 높고, 높을수록 낮아진다.

Table 5. Deforestation factors and assumptions

Factors	Assumptions	References
Distances from the rivers	River helps expansion of rice croplands.	Fuller et al.(2010)
Distances from the roads	Roads provide access.	Mas et al.(2004); Mon et al.(2012)
Distances from the mosaic forest	Mosaic forests are near by deforested / degradation area.	VCS(Voluntary Carbon Standard)
Slope	Low slopes provide building settlement, access and logging.	Mas et al.(2004); Fuller et al.(2010)

3) 퍼지집합(Fuzzy set)의 적용

본 연구에서는 퍼지집합의 개념을 적용하여 지표를 구축하였다. 기존의 이진논리에서는 지표 분류 시에 대상이 기준에 속하는지 아닌지를 0 또는 1로 나타내므로, 기준으로 설정한 값에 따라 분류 대상이 속하는 분류가 달라져, 기준 값 설정에서 큰 불확실성이 발생한다. 이에 비해 퍼지집합의 개념은 기준에 속하는 정도를 소속함수(Membership function)로 나타냄으로써, 연구자 또는 의사결정자에 의한 기준 값 설정의 불확실성을 감소시킨다는 장점이 있다(Adriaenssens et al., 2004). 특히 미래 산림훼손 예측에서는 인간 활동에 의한 산림훼손을 대상으로 하며, 각 산림훼손 요인이 실제 인간 활동에 영향을 미쳐

산림훼손을 일으키는지는 명확하게 설정할 수 없다. 따라서 본 연구에서는 각 지표가 산림훼손에 미치는 영향에 대한 기준 설정에 퍼지집합을 적용함으로써 기준 설정에 따른 불확실성을 고려하였다. 각 지표별로 구축한 공간자료에 수식을 적용하여 거리별, 경사별 산림훼손 요인 지표로 변환하였다.

4) 지표별 가중치 분석

산림훼손을 일으키는 요인은 다양하며, 요인마다 산림훼손에 미치는 영향의 정도는 다르기 때문에, 요인별 영향의 차이를 산림훼손 지역 예측에 포함하기 위해, 다수의 기존 연구에서 요인별로 가중치를 적용하고 있다. 따라서 본 연구에서는 순위가중평균법(Ordered weighted average)을 사용하여 지표별 가중치를 부여하였다. 이는 순위를 매기는데 있어서 설문조사나 전문가의 의견이 아닌, 실제 산림훼손 지역을 분석하여 훼손 지표별 순위를 결정하여 가중치를 부여하는 방법으로(이창효, 2000), 귀납적 접근방식으로 실질적인 값을 부여할 수 있다는 장점을 가진다.

가중치 분석에서는 2000년의 산림지역에 한하여 산림이 훼손되지 않은 지역과 훼손지역 간의 차이를 보기 위하여, 각 지표를 버퍼부분을 제외한 센트럴 하이랜드 지역 내의 2000년 산림지역만을 추출하여 4종류 시나리오를 설정하였다. 실제 산림훼손 지역과 훼손되지 않은 지역 간의 시나리오 결과 값의 차이가 클수록 기여도가 높은 지표에 가중치를 높게 주는 방법이다.

시나리오를 구성하는 값은 본 연구와 유사한 적지분석에 관한 선행연구를 참고로 하였으며(이병두 등, 2006), 시나리오1에서는 기여도를 첫 번째 지표에 0.6, 다른 지표에 0.05를 부여하여 시나리오1에서 첫 번째 지표가 얼마나 영향이 있는지를 분석하였다. 다른 시나리오2, 3, 4도 같은 식으로 시나리오를 구성하였다(Table 6). 다음으로 2000~2009년의 토지피복지도를 바탕으로 시나리오별로 “산림훼손 지역에서의 시나리오 평균값 - 산림훼손이 되지 않은 지역에서의 시나리오 평균값”을 GIS의 Zonal statistics로 구하였다. 가중치를 구하기 위해 차이 값의 전체 비율을 구하여(Equation 1) 각

시나리오에 높은 기여도를 준 지표의 가중치로 하였다(이병두 등, 2006).

Table 6. Weight for Scenarios

Scenario	Weight			
	Dist. rivers	Dist. roads	Dist. mosaic forest	Slope
1	0.6	0.05	0.05	0.05
2	0.05	0.6	0.05	0.05
3	0.05	0.05	0.6	0.05
4	0.05	0.05	0.05	0.6

$$W_i = \frac{X_i}{\sum_{i=1}^4 X_i} \quad (\text{Equation 1})$$

W : Weight,

X : Mean at deforestation area-mean at non deforestation area

5) 미래 산림훼손 지역 예측

2009년 시점에서 미래 산림훼손 예측 지역을 분석하기 위하여, 2009년 자료에 퍼지집합을 적용하였다. 강·도로·경사에 대해서는 자료 부족으로 인하여 2000년과 동일한 자료를 사용하였다. 모자이크 산림은 시나리오를 통해 구한 가중치를 2009년 퍼지집합 분석 결과 자료에 적용하여 중첩분석을 실시하여 산림훼손 예측 지도를 작성하였다. 그 중에서 2009년 산림 지역을 추출하여 REDD 후보 지역 도면을 도출하였다.

다. 탄소저장량 분석

1) 산림 유형

탄소저장량 분석 방법은 크게 세 개로 나뉘는데, 첫째, 위성영상과 현장조사에 기초한 방법(Hurtt et al., 2004; Kim et al., 2010), 둘째, 산림 외의 환경변수와 바이오매스량 측정값의 관계 분석에 기초한 방법(Hou et al., 2011), 셋째, 산림유형 도면과 바이오매스량 산출 계수에 기초한 방법이 있다(Mant, 2013). 본 연구에서는 사업 전 단계에서 큰 공간적 범위에 대한 사업 적지 분석을 위하여, 산림유형 도면과 바이오매스량 산출 계수를 이용하여 탄소저장량을 추정하였다.

산림 유형을 세부적으로 나타내는 2009년 토지피복지도 Globcover를 사용하였으며, 산림유형은 다음과 같다(Table 7).

Table 7. Forest types (Globcover)

Number	Forest type
1	Closed to open (>15%) broadleaved evergreen or semi-deciduous forest (>5m)
2	Closed (>40%) broadleaved deciduous forest (>5m)
3	Open (15-40%) broadleaved deciduous forest / woodland (>5m)
4	Closed (>40%) needleleaved evergreen forest (>5m)
5	Closed to open (>15%) mixed broadleaved and needleleaved forest (>5m)

2) 입력 계수

REDD 사업의 탄소저장량 측정을 위한 MRV에서는 일반적으로 지상부 바이오매스량과 지하부 바이오매스량을 측정하고 있기 때문에, 본 연구에서는 지상부·지하부 바이오매스량을 바탕으로 대상지의 탄소저장량을 분석하였다. 지상부 바이오매스량은 임목 재적, 목재 기본밀도, 바이오매스 확장 계수를 바탕으로 산출하였다(Equation 2). 지하부 바이오매스량은 지상부 바이오매스량에 뿌리함량비 0.27(FAO, 2008)을 곱해 산출하였다(Equation 3).

$$AGB=VOB \times WD \times BEF \quad (\text{Equation 2})$$

AGB: 지상부 바이오매스량(Aboveground biomass, ton/ha)

VOB: 임목 재적(Volume over bark, m³/ha)

WD: 목재 기본밀도(wood density, t/m³)

BEF: 바이오매스 확장 계수(Biomass expansion factor)

$$BGB=AGB \times R \quad (\text{Equation 3})$$

임목 재적은 2000~2005년 베트남 국가 산림자원 조사에 따른 산림 유형별 임목 재적을 적용하였다(Vietnam Administration of Forestry, Hanoi, 2010). 산림자원 조사에서는 상록활엽수림에 대해 높음·중간·낮음 세 개 유형별 임목 재적을 측정하였으나, Globcover의 산림유형에 맞추어, 세 개의 유형의 평균값을 적용하였다. 낙엽수림에 대해서는 산림자원 조사에서 한 유형으로 측정하였기 때문에, Globcover의 산림유형 두 개를 한 유형으로 분석하였다(Table 8).

Table 8. Mean value of wood volume (Vietnam Administration of Forestry, Hanoi, 2010)

Number	Forest type	Number of forest type	Growing stock volume (m ³ /ha)
1	Broadleaved evergreen forest	1	138
2	Deciduous forest	2, 3	100
3	Coniferous forest	4	87
4	Mixed broadleaved/coniferous forest	5	137

목재 기본밀도는 열대림 평균값 0.55를 적용하였다(Reyes et al., 1992). 산림유형별 바이오매스 확장 계수는 Brown(1997)의 산출식으로 임목 재적과 목재 기본밀도를 바탕으로 산출하였다(Equation 4, 5).

다음으로 탄소전환 계수 0.5를 적용하여, 탄소저장량 도면을 구축하였다(IPCC 2003)(Table 9).

$$BEF = \text{Exp}\{3.213 - 0.506 \times \ln(\text{VOB} \times \text{WD})\} \quad (\text{VOB} \times \text{WD} < 190 \text{ t/ha}) \quad (\text{Equation 4})$$

$$BEF = 1.74 \quad (\text{VOB} \times \text{WD} \geq 190 \text{ t/ha}) \quad (\text{Equation 5})$$

Table 9. Biomass expansion factor for different forest types

Number	Forest type	Biomass expansion factors	References
1	Broadleaved evergreen forest	2.77	Estimated referring to Brown (1997)
2	Deciduous forest	3.27	
3	Coniferous forest	1.20	IPCC (2003)
4	Mixed broadleaved and coniferous forest	2.78	Estimated referring to Brown (1997)

3) 비교 및 검증

다수의 기존연구에서 탄소저장량 예측에서 발생하는 불확실성이 보고되고 있다(Houghton et al., 2001; Nabuurs et al., 2008; Mitchard et al., 2013; Ometto et al., 2013). 이러한 불확실성을 저감하기 위하여 본 연구에서 구축한 탄소저장량 도면을 기존 연구와의 비교 분석을 통해 검증하였다.

비교를 위해 적용한 탄소저장량 자료는 다음과 같다(Table 10). Saatchi et al.(2011)와 Baccini et al.(2012)의 자료는 세계 산림을 대상으로 한 자료로 다수의 기존 연구에서 사용되고 있다(Sangermano, 2012, Parks versus payments, 2013). 자료의 공간적 범위를 고려하여, Saatchi et al.(2011)와 Baccini et al.(2012)의 자료는 센트럴 하이랜드 지역 전체를 대상으로, Anh and Huy(2008)는 센트럴 하이랜드 지역 내 Tuy Duc 지역을 대상으로 비교하였다. 각 자료의 탄소저장량 평균값을 비교하였으며, 센트럴 하이랜드 전체 비교에서는

산림 분포 특성별로 구분할 수 있도록 유역별로 분석하였다.

Saatchi et al.(2011)는 열대지역을 대상으로 위성영상(LiDAR)과 기존 연구에 의한 현장 자료를 이용하여 1km 해상도로 지상부·지하부 바이오매스량을 구축하였다. 지상부 바이오매스량 예측 값과 현장조사 값을 바탕으로 탄소저장량을 예측하였으며, 남미, 아프리카, 아시아의 열대지역에서 총 1,877개 방형구 자료를 이용하였고, 아시아에서는 말레이시아에 대한 120개 방형구 자료를 이용하였다. 예측 불확실성 분석 결과, 아시아 지역은 33.4%로 나타났다. Baccini et al.(2012)는 열대지역을 대상으로 위성영상(LiDAR·MODIS)과 현장조사를 통해, 지상부 바이오매스량 도면을 500m 해상도로 구축하였다. 현장조사 자료는 남미·아프리카·아시아의 열대지역의 자료를 이용하였다. 두 개 연구에서는 적용된 상대생장식이 다르며, Saatchi et al.(2011)는 수고·DBH·수관밀도를 사용하고, Baccini et al.(2012)는 수관밀도를 사용하지 않았다. 또한 위성영상의 보완방법에서도 차이가 난다.

Anh and Huy(2008)는 Tuy Duc 지역의 산림을 벌채 후의 재생림(Young), 높은 벌채 산림(Poor), 낮은 훼손율의 산림(Medium)으로 나누어 바이오매스량을 조사하였다. 산림 특성을 분석하기 위하여, 900m²의 41개 방형구에서 식생 밀도나 수종, 수관면적 등이 조사되었다. 바이오매스량을 분석하기 위하여, 산림 유형마다 2개씩 20m×100m 방형구와 5m×40m의 준 방형구를 설치하여, 그 중에서 34그루 굴취 후 줄기, 수피, 가지, 잎에 대한 생체량을 분석하여, 상대생장식을 구축했다. 흉고직경과 식생 밀도 및 바이오매스량과의 관계식 도출 후, 유형별 탄소저장량을 분석하였다.

Table 10. Carbon stock materials for comparison

Site	Materials
Forests in Latin America, sub-Saharan Africa, Southeast Asia	Saatchi et al. (2011)
Tropical forest in Africa, America, Asia	Baccini et al. (2012)
Forest in Tuy Duc district, Dak nong province, Central Highlands	Anh and Huy (2008)

라. 지형적 이질성에 기초한 생물다양성 분석

1) 지표 선정

기존 REDD 사업 대상 적지 분석에서 생물다양성 분석에 사용된 생물종 분포자료는 세계적 스케일로 구축되었기 때문에 자료의 정확성이 낮다. 한편 환경변수를 이용한 생물다양성 분석 방법으로, 주로 지형, 지질, 기상, 수자원, 식생이 이용되고 있다(Hansen et al., 2005; Parks and Mulligan, 2010). 특히 지형적 이질성은 생물다양성에 미치는 영향이 다른 변수에 비해 크다는 연구 결과가 보고되고 있다(Burnett et al., 1998; Nichols et al., 1998; Coblenz and Riitters, 2004). 지형적 이질성은 개발도상국에서도 사용 가능하며 정확성이 높은 고도 자료에 기초한 분석방법이다.

따라서 본 연구에서는 지형적 이질성을 통해 생물다양성을 분석하였다. 지형적 이질성에 대한 문헌 연구를 통해 주로 사용되고 있는 지표로 경사, 향, Topographic Position Index(TPI)를 선정하였다(Burnett et al., 1998; Nichols et al., 1998; Coblenz and Riitters, 2004; Zellweger et al., 2013). TPI는 Weiss et al.(2001)에 의해 도입된 후, Jeneess(2006)에 의해 ArcView 3.x 적용을 위해 개발되어 최근에도 많은 연구에서 사용되고 있다(Schwartz et al., 2013, Reu et al., 2013). TPI는 능선 위, 계곡 밑 등 경사의 어느 위치에 속하는지를 나타내며, 오랜 시간에 걸쳐 식물의 생산성을 증진함으로써 식물 다양성을 증진하고(Wick, 2011), 흉고직경이 크고 수관면적이 큰 나무를 선호하는 생물종의 서식처 제공에 기여한다(Schwartz et al., 2013).

2) 지형 지표 구축

TPI 지표 구축 시에는 주변으로부터 영향을 받기 때문에 산림훼손 지역 예측과 동일하게 경사, 향, TPI에 대해 센트럴 하이랜드 지역 경계로부터 2km 버퍼를 주어 자료를 구축했다. DEM 자료 값의 결함 제거를 위해 데이터 보정 후, 지표를 구축하였다. 지표 구축 시 세부적으로 분석하기 위해 격자 크기는 NASA에서 제공 받은

DEM(SRTM, 90m×90m)에 맞추어 분석하였다.

경사와 향, TPI는 ArcGIS 10.1로 구축하였으며, TPI는 Jenness(2006)에 의해 제시된 알고리즘에 따라 대상 격자의 고도 값과 주변 8개 격자들에 대한 고도 평균값의 차이로 계산하였다(Equation 6). TPI는 주변의 격자 값을 이용하기 때문에 격자 크기의 영향을 크게 받는다(Figure 10). 격자 크기가 너무 작으면 TPI는 0에 가까운 값을 갖고, 격자 크기가 너무 크면 지형적 특성을 반영하지 못한다. 또한 분석 스케일에 따라 지형적 특성이나 지형 분류로 목적이 변하기 때문에, 연구 대상 스케일과 목적에 적합한 격자 크기로 설정해야 한다. 본 연구에서는 이러한 점을 고려하여 고도자료의 원래 격자 크기 90m×90m로 TPI를 분석하였다.

$TPI = \text{Cell elevation} - \text{Average elevation of the neighborhood}$ (Equation 6)

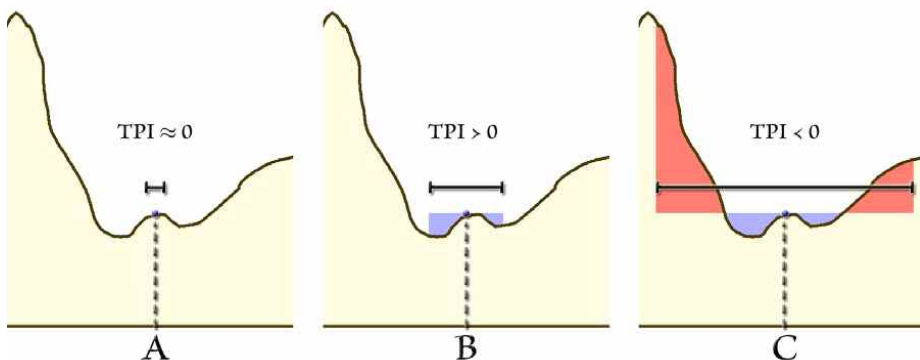


Figure 10. TPI values at different scales (Jenness et al., 2013)

3) 지형 등급화

TPI 분류 시에는 일반적으로 Weiss(2001)가 제시한 표준편차를 이용한 분류방법이 사용되고 있는데, 본 연구에서는 대상지의 크기가 상대적으로 크기 때문에, 큰 스케일에서도 명확하게 지역을 구분할 수 있는 Jenks의 자연분류 알고리즘에 기초하여 TPI와 경사를 등급화 하였다(Jenks,

1963). 이 분류방법은 유사한 값을 적합하게 등급화하여, 등급 간의 차이를 최대화하도록 데이터를 분할하는데 장점이 있으며, 다른 등급화 방법에 비하여 데이터 특성을 반영할 수 있다. 각 지표의 분포 범위를 고려하여 REDD 적지 분석을 위해 적합하게 분류되도록 경사와 TPI를 5단계로 분류하였으며, 향은 평지, 북쪽, 북서쪽, 서쪽, 남서쪽, 남쪽, 동남쪽, 동쪽, 동북쪽으로 총 9개로 분류하였다(Table 11).

Table 11. Classification of topographic factors

Factors	Classification method	Classification
Slope	Natural break (Jenks)	Low, Low~Middle, Middle, Middle~High, High
Aspect	Downslope direction of the maximum rate of change in value from each cell to its neighbors	North, Northwest, West, Southwest, South, Southeast, East, Northeast, Flat
TPI	Natural break (Jenks)	Valley, Lower slope, Flat slope, Middle slope, Upper slope & Ridge

4) Shannon 지수 적용

산림에 한해 지형적 이질성을 분석하기 위해서 산림훼손지역 예측도면과 탄소저장량 도면의 격자 크기에 맞추어, 분류한 지표를 1km×1km로 다시 표본을 추출 한 후, 2009년의 산림 지역에 대해서 추출하였다. 분류한 지형적 지표에 Shannon 지수를 적용 및 중첩하여 지형적 이질성을 분석하였다(Shannon and Weaver, 1949)(Equation 7). ArcGIS 9.3에서 Jenness et al.(2013)에 의해 개발된 Shannon index tool를 통해 분석하였다(Figure 11). Shannon 지수는 일반적으로 생물종의 다양성 산출 시 적용되나, 지형적 이질성 산출에서도 사용되고 있다(Burnett et al., 1998; Nichols et al., 1998). Shannon 지수를 통해 분석된 지형적 이질성과 생물다양성은 관계가 있는 것으로 분석되어 있어, 본 연구에서 Shannon 지수를 적용하였다(Burnett et al., 1998, Nichols et al., 1998). 해당 격자를 중심으로 세로 가로 5개

격자(25km²)로 구성된 사각형 안에서 Shannon 지수를 분석하여, 구한 값을 중심 격자의 다양성 값으로 산출하였다. P_i 는 분류의 면적을 나타내며, 25km² 사각형 안에서 해당 분류의 격자 개수가 전체 격자 개수(25개) 중에서 차지하는 비율을 말한다. 예를 들어 경사의 다양성은 25km² 전체 격자 개수에서 분류 i 가 차지하는 비율을 p_i 로 하여, 각 분류에 대한 $p_i \log p_i$ 의 합으로 산출한다. 분류 수가 적은 경사, 향, TPI는 낮은 다양성 지수를 나타내며, 분류 수가 많은 경우 높은 다양성 지수를 나타낸다. Shannon 지수는 0~ln(R)의 범위를 가지며, 지형 분류 수에 따라 최댓값이 달라진다.

$$H' = - \sum_{i=1}^R p_i \ln p_i \quad (\text{Equation 7})$$

H' : Shannon 지수

p_i : $\frac{n_i}{N}$ = 지형학적 분류 i 의 면적률

n_i : 지형학적 분류 i 의 격자 개수

N : 전체 격자 개수

R : 지형 분류의 수

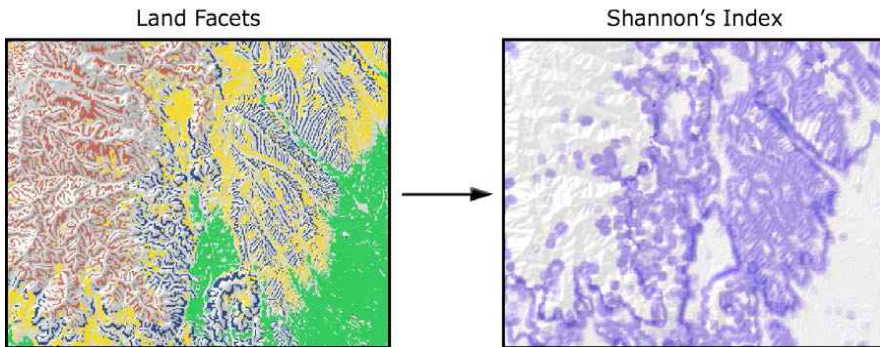


Figure 11. Shannon index analysis for topographic heterogeneity based on topographic classification (Jenness et al., 2013)

5) 지형적 이질성 도면 검증

본 연구의 대상지는 개발도상국의 특성상 생물종 관찰 지점이 적기 때문에, 지형적 이질성 도면 검증을 위해 생물다양성이 높다고 보고되고 있는 보호지역 분포도를 이용하였다. 보호지역 분포도는 UNEP-WCMC에서 제공 받았다. 본 연구 대상지 내에서 생물종 보전을 목적으로 국가에 의해 지정된 국립공원과 자연보호지역 및 국가와 유네스코에 의해 지정된 생물권보호구를 추출하여 분석에 적용하였다(Figure 12). 국립공원과 자연보호지역은 높은 생물다양성과 많은 멸종위기종을 보호하기 위해 지정되었으며(ICEM, 2003), 생물권보호구는 “인간과 생물권계획(Man and Biosphere program)”에 따라 인간과 생물의 관계를 통해 생물다양성·문화적 다양성 보전과 경제적·사회적 개발을 위해 지정되어(UNESCO), 베트남에서는 자연보호지역을 중심으로 지정되고 있다.

지형적 이질성과 보호지역과의 관계 분석에서는 IBM SPSS Statistics 21로 T검정을 수행하였으며, 이는 두 집단 간의 평균값의 차이가 있는지 알아보기 위한 통계기법이다. 본 연구에서는 보호지역과 기타 지역에서 랜덤으로 각각 100개 격자를 도출 후, 각 격자의 지형적 이질성의 평균값의 차이를 확인함으로써 도면을 검증하였다.

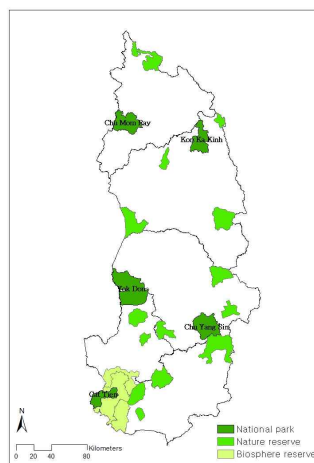


Figure 12. Distribution of protected area (UNEP-WCMC)

마. REDD 적지 분석

1) 후보지 도출

REDD 사업 후보지를 미래 산림훼손 가능성 50% 이상인 지역에 대해 도출하였다. 여기서 분석된 미래 산림훼손 가능성이 50% 이상인 지역과 50% 이하인 지역에서 탄소저장량과 지형적 이질성의 분포 경향에 대해 분석하였다.

2) 탄소저장량과 지형적 이질성과의 관계 분석

탄소저장량과 지형적 이질성 간의 관계를 분석하기 위해 IBM SPSS Statistics 21로 관계식을 도출하였다. 광역적인 사업 대상 적지 분석 시에는 격자 단위보다 크며 사업 실시에 효율적인 행정구역 단위로 분석을 실시한 후, 선정한 행정구역 내에서 세부적인 지역 특성을 고려하여 사업 대상지를 선정하는 것이 적합하다. 따라서 본 연구에서는 행정구역 단위로 57개 지역에 대해 탄소저장량과 지형적 이질성의 평균값을 구하고 관계 분석에 적용하였다.

3) 순위 결정 방법에 따른 REDD 적지 분석

적지 선정을 위해서는 앞에서 도출된 관계식과 실제 값과의 오차를 고려하여, 실제 탄소저장량과 지형적 이질성 값을 바탕으로 분석하였다. 다양한 기준 분석에 의한 분석방법은 정책 결정을 위해 중요하며, 다양한 기준 분석방법에 대해 다수의 연구가 진행되어 왔다. 다기준 분석에 흔히 사용되는 방법으로는 (1)가중치를 적용한 중첩분석 방법(Lin, 2014), (2)각 기준을 등급화 후 등급이 높은 지역을 도출하는 방법(Strassburg et al., 2010), (3)Preference Ranking Organization METHod for Enrichment Evaluations(PROMETHEE, Brans et al. 1986)이나 ELimination Et Choix Traduisant la REalit(Roy, 1991)와 같은 순위 결정 방법으로 나뉜다(Brans et al. 1986). 중첩분석은 각 기준을 한 기준으로 통합하여 각 기준의 합이 높은 지역을 도출하는 방법이다. 하지만, 단위가 다른 기준도 표준화가 필요하며 한 기준만 높아도 적지로 선정된다는 단점이 있다. 등급화 방법의 경우, 모든 기준이 높은

지역만을 선정할 수 있어 대부분의 기존 REDD 적지 분석에서도 사용되었으나, 실제적인 적지 선정에서 지역 간의 차이를 세부적으로 분석하는데 어려움이 있다. 이에 비해 순위 결정 방법은 단위가 다른 기준들을 통합시키지 않고 평가대상과 기준들 간의 관계를 분석할 수 있으며, 실제적인 적지 선정에 기여한다는 장점이 있다. 그러나 기존 REDD 적지 분석에 적용한 사례는 적으며(Barros et al., 2013), 이러한 방법에 기초한 실제적 연구를 위해, 본 연구에서는 PROMETHEE의 순위 결정 방법을 적용하였다.

Visual PROMETHEE의 알고리즘은 다음과 같다: (1)두 개 평가대상과 기준들 간의 관계 분석을 평가 대상 전체에 대해 반복함, (2)평가 대상에 대해 부여된 각 점수를 합함(Φ^+ : 다른 평가 대상보다 기준들에 적합한 정도, Φ^- : 다른 평가 대상보다 기준들에 적합하지 않은 정도), (3)점수의 차이를 분석하여 차이가 크면 기준들에 가장 적합한 평가 대상으로 선정함($\Phi = (\Phi^+) - (\Phi^-)$)(Figure 13). 본 연구에서는 탄소저장량과 지형적 이질성의 평균값을 바탕으로 Visual PROMETHEE 1.4 software(Mareshal)로 REDD 적지를 분석하였다.

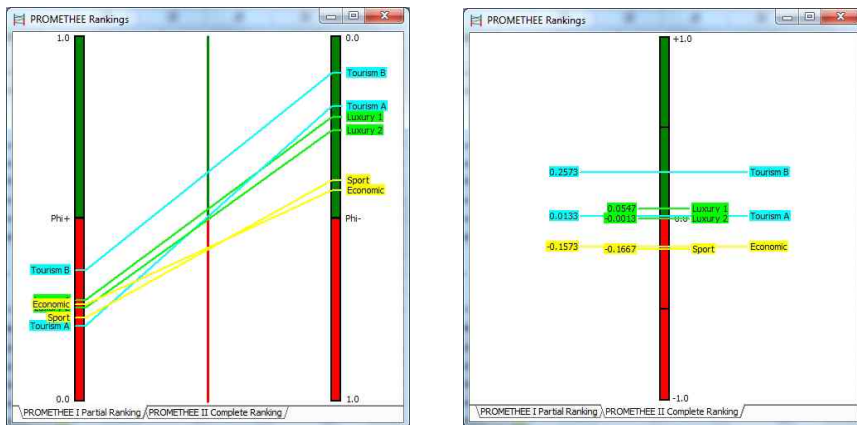


Figure 13. Partial ranking based on Φ^+ and Φ^- (Left) and Complete ranking based on Φ (Right)

또한 우선순위 분석에서는 각 기준에 대한 가중치가 결과에 영향을 미치므로, 가중치에 대한 불확실성의 제시는 의사결정을 위해 중요하다. REDD 사업에 의해 금전적 이익을 보상하는 탄소저장량과 세이프가드로서 추가적으로 고려해야 하는 생물다양성에 대한 중요도는 국가 정책에 따라 달라진다. 이러한 의사 결정을 위해 이용 가능한 방법 중 하나인 민감도 분석에 대해, Frey et al.(2004)는 입력 변수가 모델의 결과에 미치는 영향을 평가하는 수단으로 정의하였으며, 이는 모델 개발이나 검증 및 확인을 위해 중요한 변수 또는 불확실성을 파악하는데 사용된다.

따라서 본 연구에서는 적지 선정 기준인 탄소저장량과 생물다양성에 대한 가중치가 REDD 사업 적지에 미치는 영향을 분석하기 위하여 민감도 분석을 실시하였다. 가중치는 탄소저장량 우선 시나리오, 탄소저장량과 생물다양성을 고려한 시나리오, 생물다양성 우선 시나리오로 3개 시나리오를 설정하였다. 각 시나리오의 가중치는 차이를 나타내기 위하여 0.7, 0.5, 0.3으로 0.2 간격으로 설정하였다(Lin et al., 2013)(Table 12).

Table 12. Weights for sensitive analysis

Criteria	Prioritize carbon stock	Conservation of Carbon and biodiversity	Prioritize biodiversity
Carbon stock	0.7	0.5	0.3
Biodiversity	0.3	0.5	0.7

IV. 결과 및 고찰

1. 미래 산림훼손 지역 예측 결과

가. 지표 구축

강과 도로는 도시를 중심으로 분포하여, 모자이크산림은 산재하고 있는 것으로 나타났다. 경사는 0~67도로 나타났으며, Kon Tum 시·Pleiku 시·Buon Ma Thuot 시들의 주변은 경사가 낮고, 북쪽과 남쪽은 경사가 높았다(Figure 14).

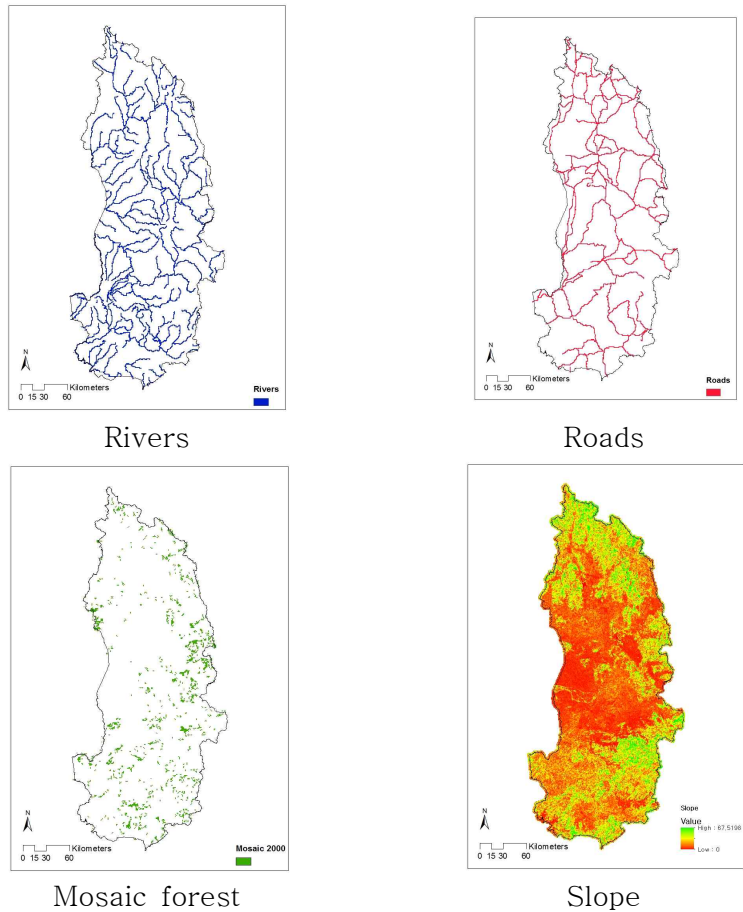


Figure 14. Materials to predict deforestation

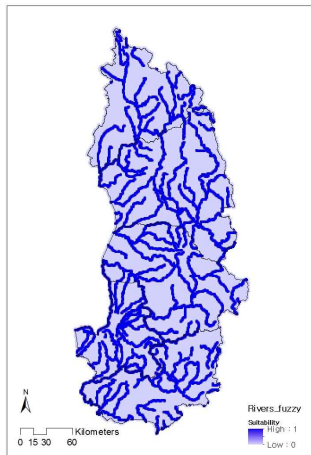
나. 퍼지 집합 적용

각 지표에 대한 퍼지함수는 문헌연구를 통해 도출하였다(Table 13). 거리와 경사에 따른 산림훼손 가능성의 기준(값=1)은 Fuller et al.(2010)의 First break point를 참고하였으며, 본 연구에서 사용한 자료의 격자 1km 단위에 맞게 적용하였다. 훼손 가능성이 큰 지역을 1, 적은 지역을 0으로 구분하여 그 사이의 지역은 훼손 가능성이 낮아지므로 Cosine 함수를 적용하였다.

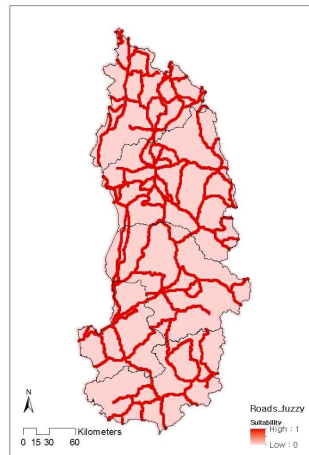
각 지표에 퍼지함수를 적용하여 구축한 자료는 Figure 15와 같다. 거리 지표는 미래 산림훼손 가능성 적합성 값이 0~1로 나타났다. 거리지표는 강으로부터의 거리와 도로로부터의 거리 및 경사도 지표는 각 시를 중심으로 높은 값을 보였다. 모자이크산림으로부터의 거리는 Gia Lai 지역에서 동쪽에서 높은 값을 보이며, 전체적으로 산재하는 경향을 보였다.

Table 13. Fuzzy membership functions

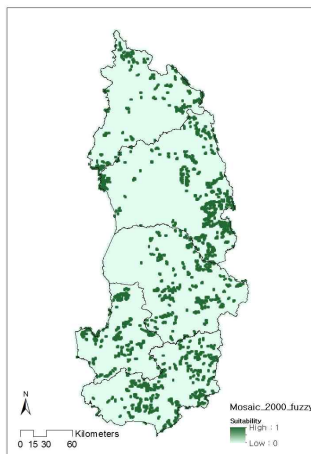
Factors	Value		
	0	0 ~ 1	1
Dist. rivers (m)	>2000	$\cos(\frac{\chi - 1000}{1000} \times \frac{\pi}{2})^2$	<1000
Dist. roads (m)	>2000	$\cos(\frac{\chi - 1000}{1000} \times \frac{\pi}{2})^2$	<1000
Dist. mosaic forest (m)	>2000	$\cos(\frac{\chi - 1000}{1000} \times \frac{\pi}{2})^2$	<1000
Slope (Degree)	>25	$\cos(\frac{\chi - 2}{23} \times \frac{\pi}{2})^2$	<2



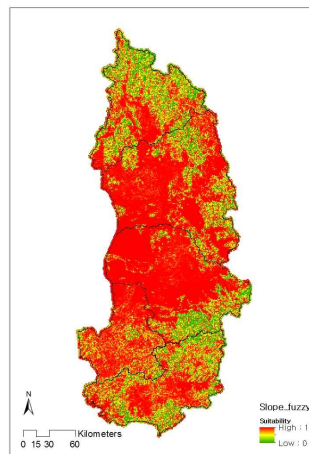
Rivers



Roads



Mosaic forest



Slope

Figure 15. Fuzzy applied factors

다. 가중치 분석

각 시나리오에 따른 산림이 훼손되지 않은 지역과 산림훼손지역의 평균값을 구했다(Table 14). 모든 지표는 산림이 훼손된 지역 내의 값이 훼손되지 않은 지역 내의 값보다 높아, 지표가 유의하는 것으로 분석되었다. 많은 지표를 이용한 기존 산림훼손지역 예측 연구에 비해 중요 산림훼손 요인이 반영되었다. 산림이 훼손된 지역의 평균값은 경사를 중요시한 시나리오4가 가장 높은 값으로 도출되었으나, 산림이 훼손되지 않은 지역에서도 가장 높은 값으로 나타났기 때문에, 그 차이를 전체 비율로 나누고 가중치를 계산하였다.

가중치 분석결과 경사를 중요시한 시나리오4가 0.522로 가장 높은 것으로 나타났고, 다음으로 강으로부터의 거리(시나리오1)가 0.197, 도로로부터의 거리(시나리오2)가 0.177, 모자이크산림으로부터의 거리(시나리오3)가 0.104의 순이었다.

Table 14. The means and weights analyzed by scenarios

Scenario	Most important Factor	Non-deforestation area (A)	Deforestation area (B)	B-A	Weight
1	Distance from rivers	0.211	0.245	0.034	0.197
2	Distance from roads	0.135	0.165	0.031	0.177
3	Distance from mosaic forest	0.180	0.198	0.018	0.104
4	Slope	0.580	0.671	0.091	0.522

라. 미래 산림훼손 지역 예측

2009년 모자이크산림 지표 구축 후 앞에서 적용한 퍼지함수를 적용한 결과는 다음과 같다(Figure 16). 2000년 모자이크산림과 달리 도시를 중심으로 높은 값을 보였다.

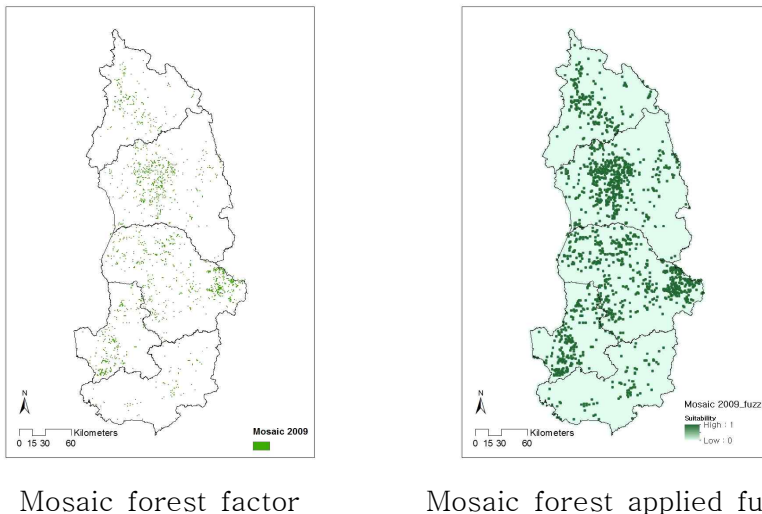


Figure 16. Mosaic forest factor and fuzzy applied factor in 2009

산림훼손 지역 예측 도면 분석 결과, 산림훼손 가능성 값은 0~1로 나타나, 경사가 낮은 곳에서 높은 것으로 나타났다(Figure 17). 미래 산림훼손 가능성이 가장 높은 지역은 Gia Lai 지역과 Dac Lak 지역 및 Dac Nong 지역에 집중하는 것으로 나타나, Kon Tum 지역, Lam Dong 지역 일부도 높은 산림훼손 가능성을 보였다.

미래 산림훼손 가능성이 높은 지역으로 분석된 Kon Tum 지역 내 남서쪽에 위치하는 Sa Thay 지역의 일부는 위법벌채나 도로 건설로 인한 산림황폐화가 진행되고 있다(The World Bank, 2007). 다른 미래 산림훼손 가능성이 높은 지역에서도 위법벌채 문제나 몇 개의 댐 건설로 인하여 많은 면적의 산림훼손이 진행되어, 재조림을 위해 CDM이

실시되어 왔다(CIFOR, 2012b). 본 연구에서 경사에 가중치를 높게 부여하였으며, 경사가 낮은 곳에서 개발이 집중됨에 따라 접근성이 증가하여 산림훼손에 큰 영향을 미친다는 가정과 일치하였다.

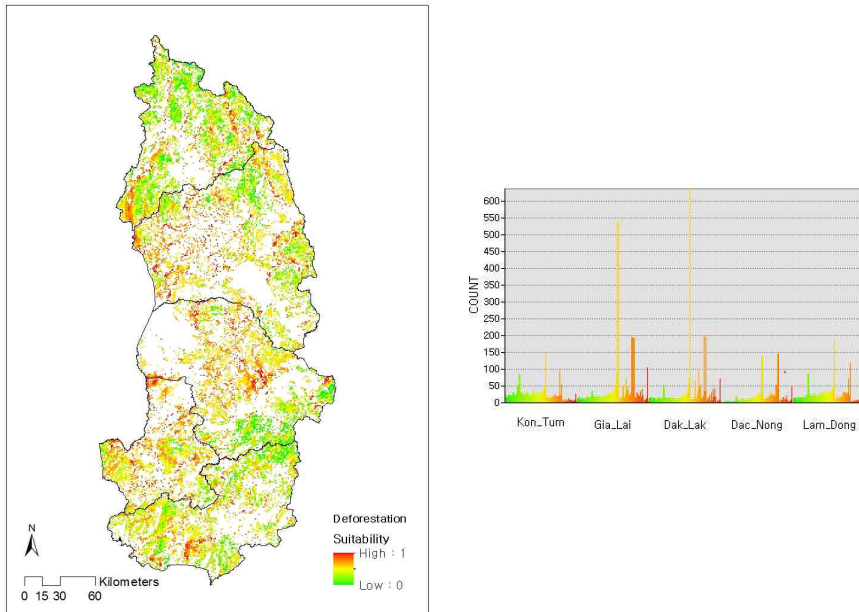


Figure 17. Deforestation suitability and histogram of five provinces

2. 탄소저장량 분석

가. 탄소저장량 분석

탄소저장량 분석 결과, 상록활엽수림과 혼효림이 가장 높은 탄소저장량을 가지는 것으로 나타났고, 다음으로 낙엽수림, 침엽수림의 순으로 나타났다(Table 15). 활엽수림과 혼효림이 대상지 전체에서 많은 면적을 차지하고 있어, 대상지 전체에서 높은 탄소저장량을 보였다(Figure 18).

Table 15. Carbon stock for each forest type

Number	Forest type	Carbon stock (tC/ha)
1	Broadleaved evergreen forest	133.504
2	Deciduous forest	114.204
3	Coniferous forest	36.461
4	Mixed broadleaved and coniferous forest	133.015

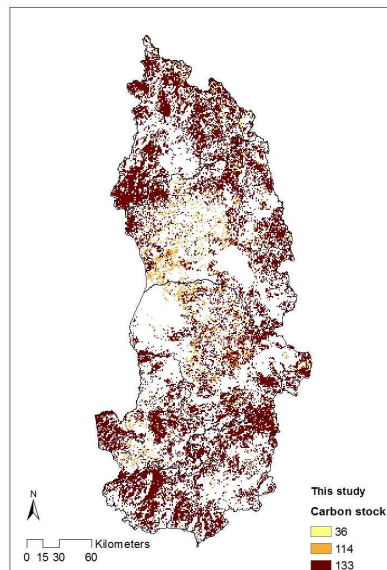


Figure 18. Carbon stock

나. 탄소저장량 검증

센트럴 하이랜드 지역 전체를 대상으로 탄소저장량 분석 결과 검증을 위해 Saatchi et al.(2011)와 Baccini et al.(2012)의 탄소저장량 도면을 2009년 산림 지역에 대해서 추출하였다(Figure 19). Saatchi et al.(2011)는 지상부 지하부 탄소저장량을 분석하였기 때문에, Baccini et al.(2012)에 비해 높은 값으로 나타났다. 전체적 분포는 본 연구와 유사한 경향을 보였다.

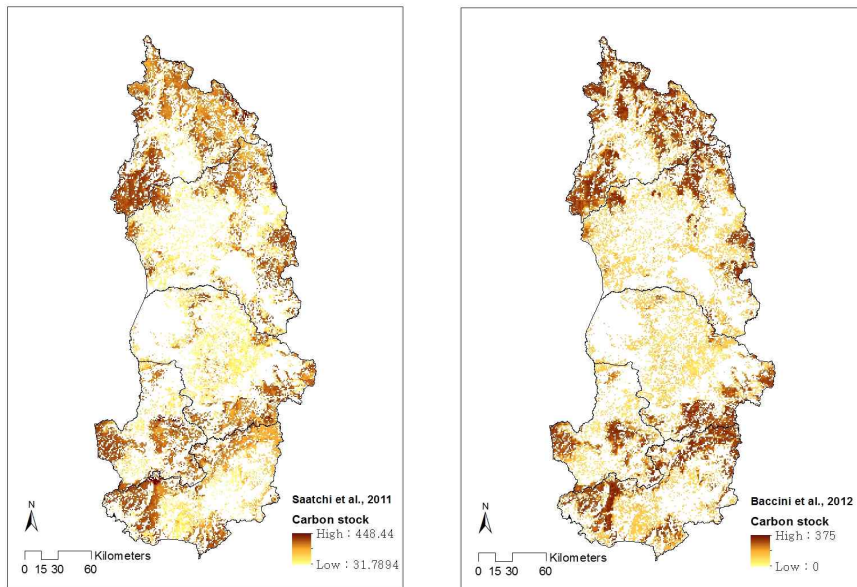


Figure 19. Carbon stock (Left : Above and belowground by Saatchi et al., 2011, Right : Aboveground by Baccini et al., 2012)

탄소저장량에 대한 본 연구와 기존 연구 결과를 구역별로 비교한 결과, 본 연구와 기존 연구 간에 차이가 있는 것으로 나타났다(Figure 20). 구역 1, 2, 5, 6에서는 Saatchi et al.(2011)가 본 연구 결과에 비해 약 두 배 이상 높은 값을 보였으며, 구역 3, 4에서도 높은 것으로 나타났다. Saatchi et al.(2011)와 Baccini et al.(2012)는 유사한 경향을 보였다.

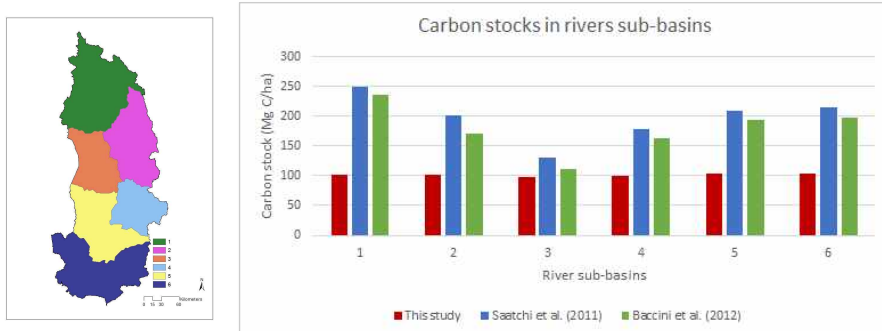
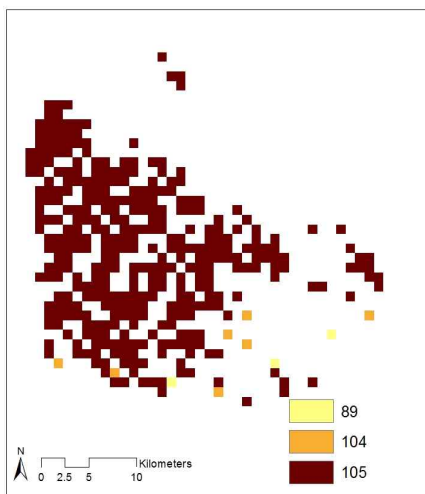


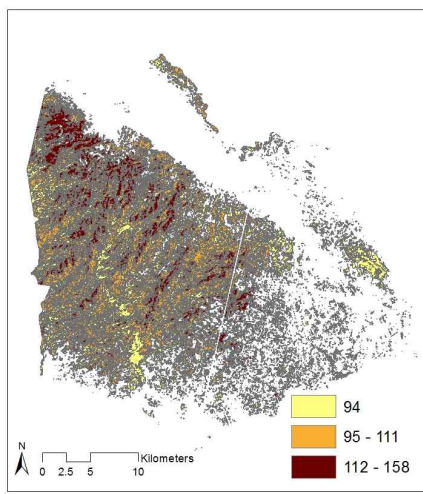
Figure 20. Comparison of carbon stock average by rivers sub-basins in Central Highlands

다음으로 센트럴 하이랜드 지역 내 Tuy Duc 지역을 대상으로 탄소저장량 분석 결과 검증을 위해 Saatchi et al.(2011)와 Baccini et al.(2012) 및 Anh and Huy(2008)의 탄소저장량 도면을 2009년 산림 지역에 대해서 추출하였다(Figure 21). 전체적인 분포는 산림 파편화가 된 지역에서 낮은 탄소저장량 값을 보였으며, 유사한 분포 경향을 보였다.

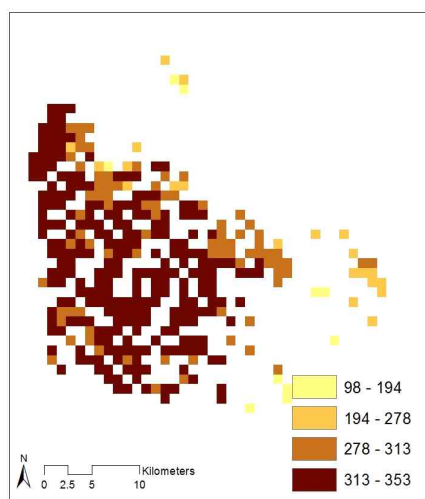
각 자료의 평균값 비교 결과, 본 연구와 Anh and Huy(2008)는 유사한 값으로 나타났으나, Saatchi et al.(2011)와 Baccini et al.(2012)는 두 배 이상의 값으로 나타났다(Figure 22).



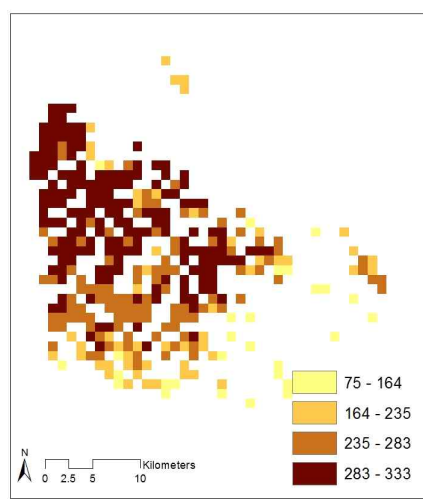
Aboveground and belowground
in this study



Aboveground and belowground
in Anh and Huy (2008)



Aboveground and belowground
in Saatchi et al.(2011)



Aboveground
in Baccini et al.(2012)

Figure 21. Carbon stock in Tuy Duc district, Dak Nong province

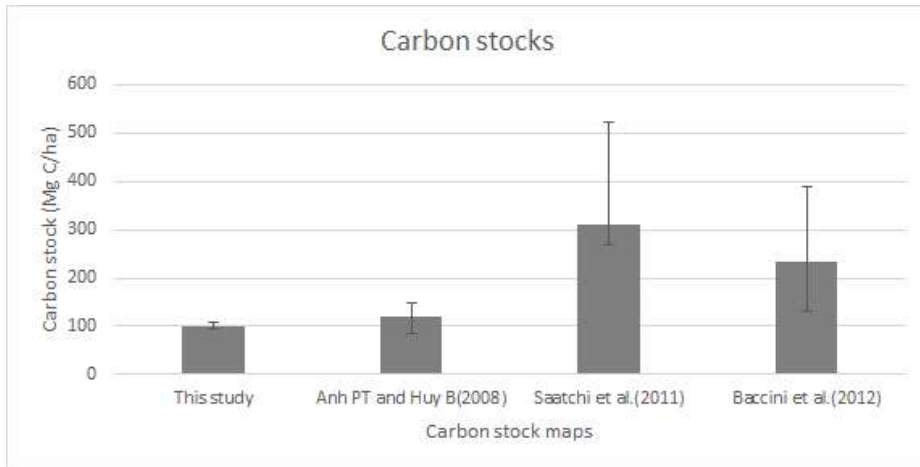


Figure 22. Comparison of carbon stock average in Tuy Duc district

본 연구에서 사용한 탄소저장량 분석과 같은 방법에서 발생하는 불확실성의 원인은 크게 산림 유형·임목 재적·상대생장식 등의 바이오매스량 계산식으로 나뉜다(Meyfroidt and Lambin, 2008). 본 연구에서 사용한 탄소저장량 도면을 비교하였을 때, 유사한 분포 경향을 보여 산림 유형에 대한 불확실성은 낮은 것으로 보였다.

임목 재적에 대해서는 본 연구는 베트남을 대상으로 한 산림 자원 조사에 기초한 값을 사용하였고, 흔히 사용되고 있는 상대생장식을 사용하였다. Anh and Huy(2008)는 대상지에서 방형구 내 임목재적을 조사하고, 수목을 굴취하여 흉고직경과 임목재적의 관계식을 도출 후, 상대생장식을 구축하여 탄소저장량을 분석하였다. Saatchi et al.(2011)와 Baccini et al.(2011)는 남미, 아프리카, 아시아의 열대지역에서 조사된 탄소저장량 자료를 이용하고, 위성영상으로 DBH, 수관밀도를 측정하여 산림 유형별로 흔히 사용되는 상대생장식을 이용하였다.

본 연구 결과에서 세계를 대상으로 한 Saatchi et al.(2011)와 Baccini et al.(2011)에 비해 탄소저장량이 낮게 나타난 것은, 베트남의 산림이 다른 연대지역에 비해 낮은 탄소저장량인 것에 그 원인이 있는 것으로 분석되었다. FAO(2010)에 의해 실시된 세계 산림자원 조사 중

임목 재적 분석 결과, 전 세계 평균값이 $131\text{m}^3/\text{ha}$ 인데 비해 아시아 지역에서는 $91\text{m}^3/\text{ha}$ 로 탄소저장량이 매우 낮게 나타났다. 또한, 남미는 $205\text{m}^3/\text{ha}$ 로 나타나, 아시아 지역의 두 배 이상의 값을 보였다. Saatchi et al.(2011)에서 이용한 방형구의 약 60%(298개)가 임목 재적이 높은 남미에서 조사되었기 때문에, 탄소저장량이 본 연구 결과의 2배 이상 높게 나타난 것으로 분석되었다.

따라서, 본 연구 결과와 베트남 내 지역을 대상으로 한 연구 결과가 유사하다는 점에서 본 연구 결과가 타당한 것으로 검증되었다. 전 세계를 대상으로 한 기존 탄소저장량 예측 도면은 지역의 특성을 반영시키지 못한다는 점에서 불확실성이 큰 것으로 분석되었다.

3. 지형적 이질성에 기초한 생물다양성 분석

가. 지형 지표 구축

지형 지표 분석을 통해 경사, 향, TPI 지표를 구축하였다(Figure 23). 경사는 0~72도로 나타났으며, 북쪽과 남쪽에서 높은 값을 보였다. 향은 고도가 높은 산림에서 크게 나뉘는 경향을 보였다. 산림과 평지의 경계에서 향이 바뀌기 때문에 거기에서 향의 다양성이 증가하는 요인 중 하나가 될 수 있다. TPI는 -216~326으로 나타났으며, 표준편차 7.3으로 작은 범위에 집중되어 있는 것으로 분석되었다.

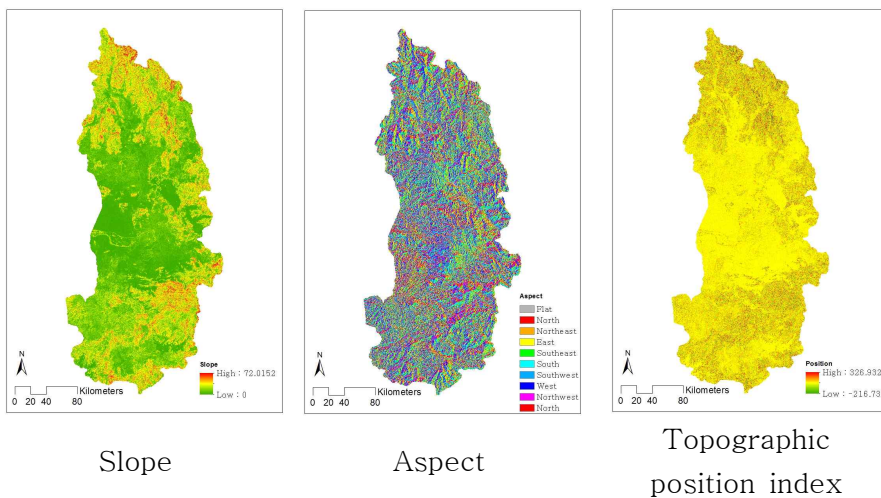


Figure 23. Topographic factors

나. 등급화

구축한 지형 지표를 분류한 후, 1km×1km로 격자크기를 바꾸어 2009년 산림 지역의 도면을 추출하였다(Figure 24). 경사는 자연분류법에 의해 경사도<4, 5~11, 12~17, 18~26, 27~72로 총 5개로 분류되었으며, 경사도가 낮은 분류에 해당하는 격자 개수가 많았다. 등급1 지역은 같은 등급이 모여 있는 경향을 보였다. 향은 평지를 제외한 각 분류에서 전체적으로 유사한 격자 개수를 가지며, 대상 지역 전체에서 각 분류가 분산되는 경향을 보였다. TPI는 TPI<-30, -31~-5, -6~2.3, 2.4~35, 36~326로 총 5개로 분류되었으며, 분류3이 가장 높은 격자 개수를 가지는 것으로 나타나고, 분류1과 5에서는 거의 분류되지 않았다.

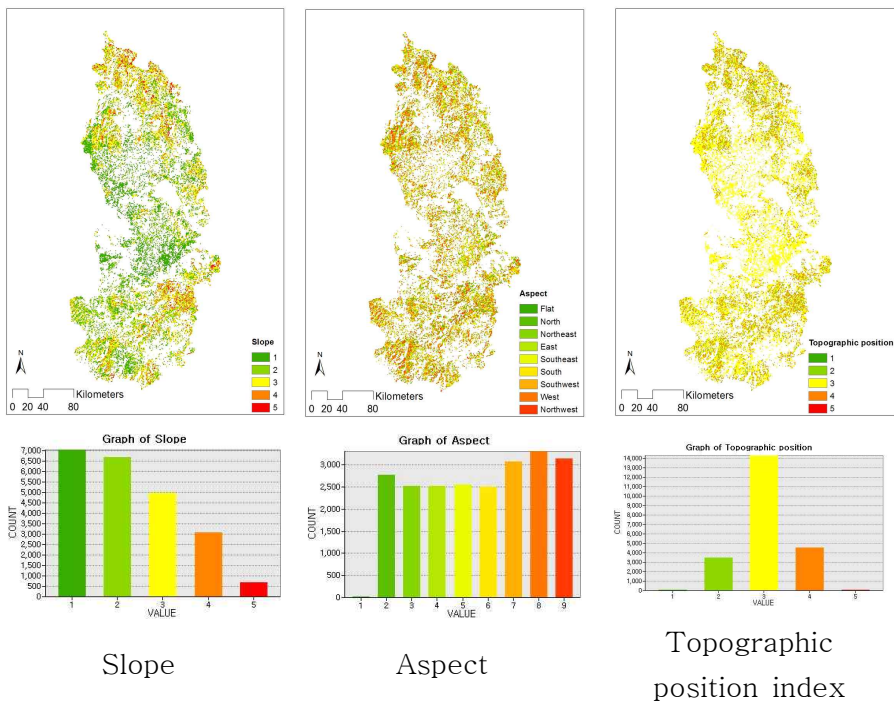


Figure 24. Classified topographic factors and histograms

다. Shannon 지수 적용

경사, 향, TPI에 대해 Shannon 지수를 적용하여 지형적 이질성을 분석한 결과는 다음과 같다(Figure 25). 경사는 Shannon 지수 0~1.6으로 나타났으며, 고도가 높은 지역에서 높은 다양성을 보였다. 향은 Shannon 지수 0~2.2로 나타났으며, 대상지 전체에서 높은 다양성을 보였다. 높은 경사 다양성과 향 다양성은 식물의 종풍부도와 종다양성에 기여하는 것으로 예측된다(Burnett et al., 1998; Nichols et al., 1998). TPI는 Shannon 지수 0~1.5로 나타났으며, 경사와 유사하게 고도가 높은 지역에서 높은 다양성을 보였다.

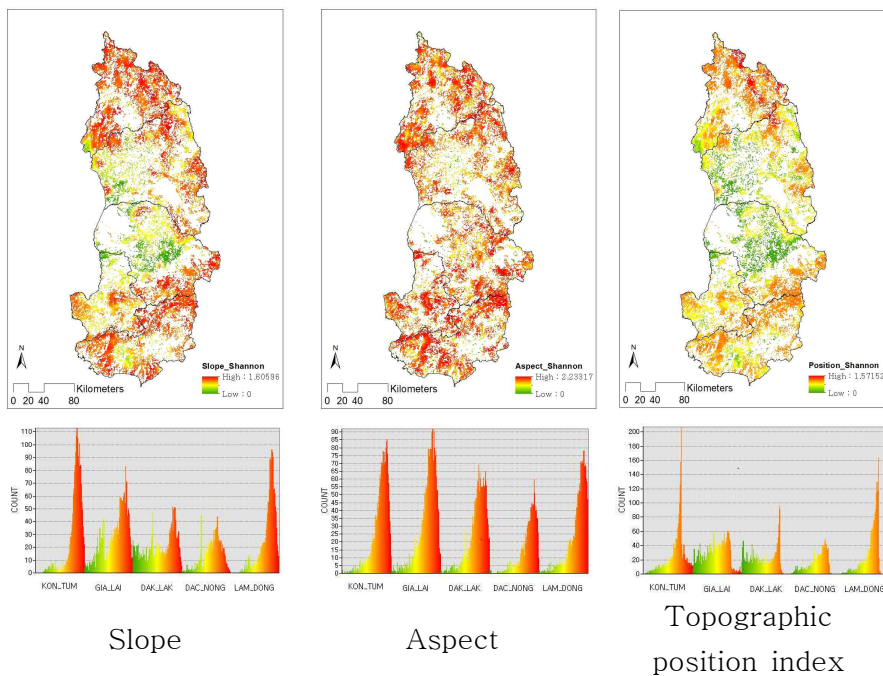


Figure 25. Topographic heterogeneity factors analyzed by Shannon index and histograms of the five provinces

라. 지형적 이질성 도면 검증

경사, 향, TPI에 Shannon 지수를 적용한 도면을 모두 중첩하여 지형적 이질성 도면을 구축하였으며, 이를 바탕으로 보호지역 분포도와 T검정 분석한 결과, 보호지역이 기타 지역 보다 통계적으로 유의하게 높은 지형적 이질성을 가지는 것으로 나타났다($t=2.023$, $df=198$, $p<0.05$)(Table 16, Figure 26). 따라서 지형적 이질성이 높은 지역은 생물다양성도 높은 것으로 분석되어, 본 연구를 통해 구축한 지형적 이질성 도면이 생물다양성 예측에 유효한 것으로 검증되었다.

Table 16. Result of T-test for topographic heterogeneity

Protected area		Other area		t-value	p-value
M	SD	M	SD		
4.067	0.707	3.861	0.728	2.023	0.044 [*]

^{*} : $p<0.05$

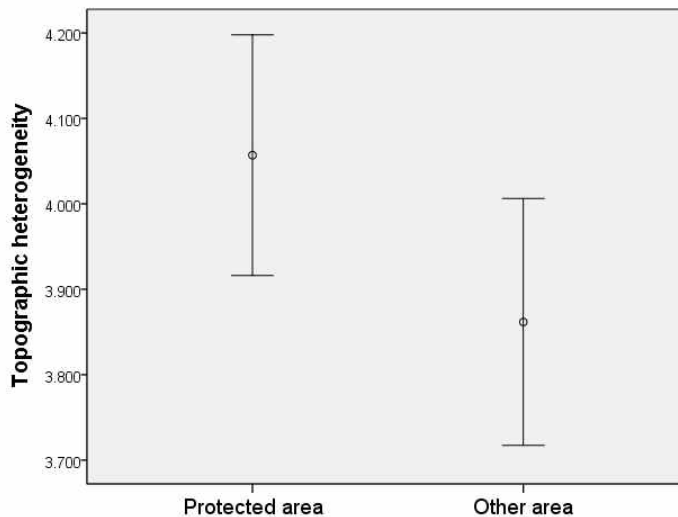


Figure 26. Comparison of topographic heterogeneity between protected area and other area

구체적인 지형적 이질성 도면은 다음과 같다(Figure 27). Koo Ka Kinh 국립공원과 Chu Yang Sin 국립공원 및 Cat Tien 국립공원이 위치한 지역은 능선에 따라 특히 높은 지형적 이질성을 보였다. 한편 Yok Don 국립공원은 평지에 위치하기 때문에, 지형적 이질성 값이 상대적으로 낮게 나타났다. 이러한 경향을 보면 지형적 이질성은 평지이면서 생물다양성이 높은 지역에 대해서는 예측하기가 어려운 것으로 분석되었다. 그러나 본 연구 대상지와 같은 큰 규모의 분석에서는 생물다양성의 전체적인 분포 경향과 상관이 있는 것으로 나타나, REDD 적지 분석에 유효한 것으로 분석되었다.

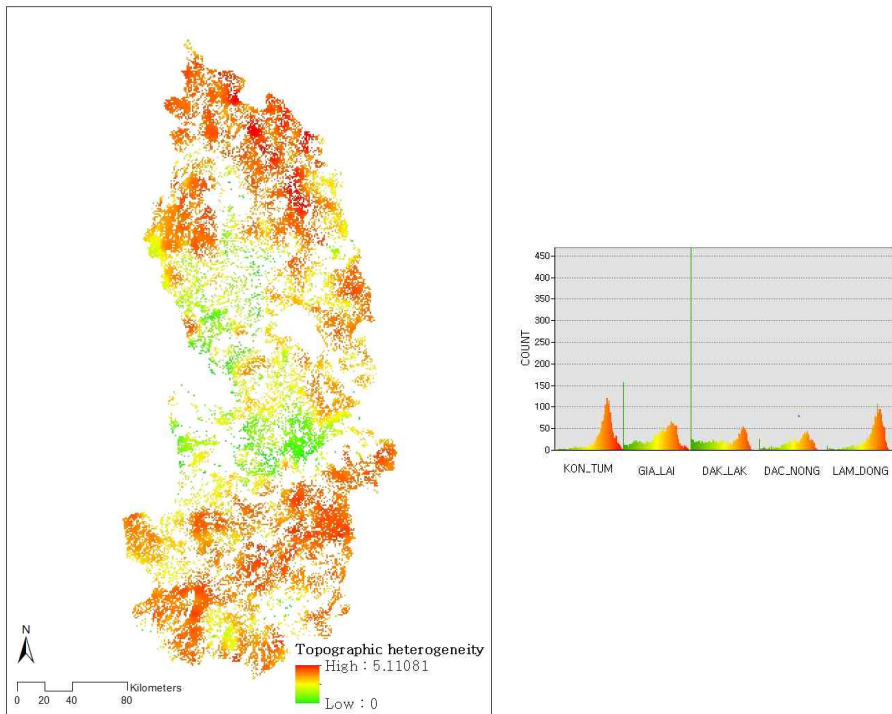


Figure 27. Topographic heterogeneity and histogram

4. REDD 적지 분석

가. 후보지 도출

REDD 후보지를 도출하기 위하여 탄소저장량과 지형적 이질성을 미래 산림훼손 가능성이 높은 지역에 대해서만 도출한 결과, 미래 산림훼손 가능성이 높은 지역에서는 탄소저장량과 지형적 이질성이 높은 지역부터 낮은 지역까지 모두 포함되는 모습을 보였다(Figure 28). 미래 산림훼손 가능성이 높고 탄소저장량이 높은 지역은 Gia Lai 지역, Dak Lak 지역, Kon Tum 지역으로 나타났으며, 지형적 이질성이 높은 지역은 Lam Dong 지역, Kon Tum 지역, Gia Lai 지역으로 나타났다.

한편 미래 산림훼손 가능성이 낮은 지역에서는 주로 높은 탄소저장량과 지형적 이질성이 분포하는 경향을 보였다. 개발이 진행되어 개발 지역에 인접하여 미래 산림훼손 가능성이 높은 지역에서는 식생 변화나 지형적 이질성 감소 등의 영향을 받아, 이미 탄소저장량과 지형적 이질성이 낮은 지역인 것으로 예측되었다. 특히 Gia Lai 지역, Dak Lak 지역, Dac Nong 지역에서 모두 탄소저장량과 지형적 이질성이 낮은 것으로 나타났다.

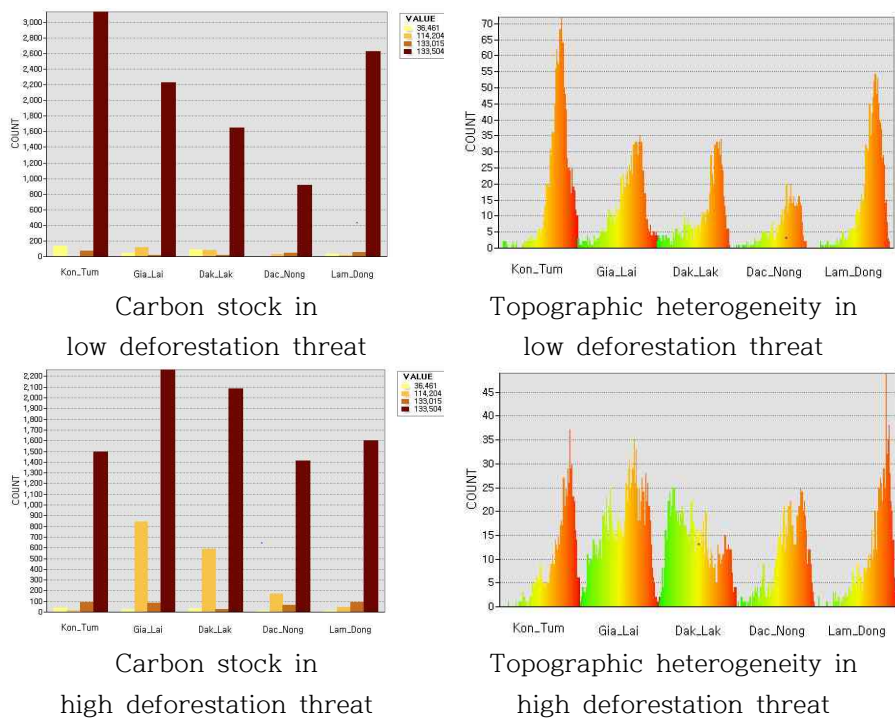


Figure 28. Histograms of carbon stock and topographic heterogeneity in high deforestation threat and low deforestation threat

나. 탄소저장량과 지형적 이질성의 관계 분석

탄소저장량과 지형적 이질성과의 관계 분석 결과, 지형적 이질성은 탄소저장량에 영향을 미치는 것으로 나타났으며($r^2=0.551$, $p<0.001$, $n=53$)(Table 17), 적합한 관계식은 2차식으로 도출되었다(Figure 29). 즉 지형적 이질성이 약 3.9까지는 탄소저장량이 높아지며, 그 후 낮아지는 것으로 분석되었다.

본 연구의 결과는 탄소저장량과 생물다양성 간의 관계가 선형적이지 않다고 하는 기존 연구 결과들과 일치하였다(Jonah et al., 2013; Thomas et al., 2013). 반면 선형 관계를 도출한 기존 연구도 있으나(Kessler et al., 2012; Day et al., 2013; Gonzalez et al., 2014), 이러한 연구 대상지는 비교적으로 규모가 작기 때문에 큰 지역을 포괄하는 분석에 적용되기에는 어려움이 있는 것으로 보인다.

Table 17. Relation between carbon stock and topographic heterogeneity

Factor	Beta	t	Sig.	df	F	R ²
Coefficient of the x term	41.572	5.257	.000	2	30.684	0.551
coefficient of the x^2 term	-5.384	-4.830	.000			

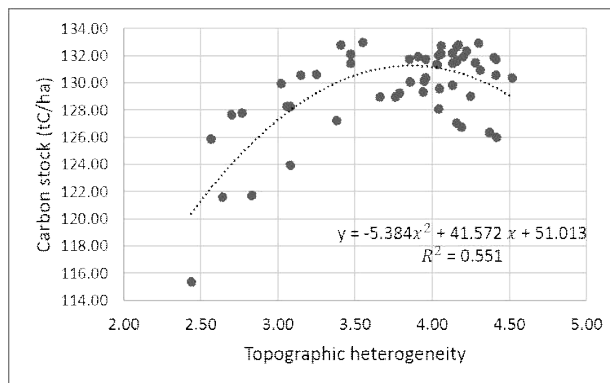


Figure 29. Quadratic equation based on the relationship between carbon stock and topographic heterogeneity

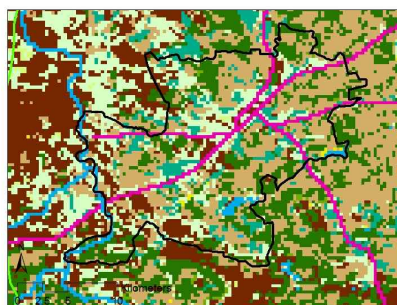
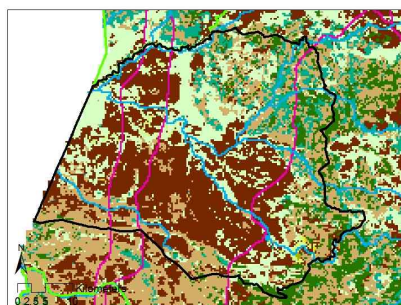
탄소저장량과 지형적 이질성의 관계식을 해석하기 위해 (1)탄소저장량과 지형적 이질성이 낮은 지역(약 2.5), (2)탄소저장량이 높고 지형적 이질성이 중간인 지역(3.9), (3)탄소저장량이 중간이고 지형적 이질성이 높은 지역(4.4)로 구분하여 살펴보았다(Figure 30). 이에 따라 산림 식생은 (1)탄소저장량이 중간 정도의 수관율이 낮은(15~40%) 낙엽수림, (2)낙엽수림 및 탄소저장량이 높고 수관율이 낮거나 높은(>15%) 상록활엽수림, (3)상록활엽수림과 탄소저장량이 낮고 수관율이 높은(>40%) 침엽수림으로 구성되어 있어, 산림유형이 탄소저장량의 차이에 영향을 미치고 있음을 알 수 있었다. 또한 (1)에서 (3)으로 갈수록 인간 활동으로 인한 영향이 적어져 수관율이 증가하는 경향을 보였으며, 이에 따라 생물다양성도 증가하는 것으로 예측되었다(Anbarashan and Parthasarathy, 2012; Leithead et al., 2012).

지형적 측면에서 보면, (1)은 경사가 4도 이하이며 TPI는 -6~2.3로 평지가 차지하는 비율이 높았다. (2)는 경사가 26도 이하로 평지 또는 완만한 경사 지역이며, TPI는 -6~2.3인 평지가 차지하는 비율이 높으며, 더불어 주변보다 고도가 약간 낮은 지역($-31 \leq TPI \leq -5$)과 주변보다 고도가 약간 높은 지역($2.4 \leq TPI \leq 35$)도 보였다. (3)에서는 경사가 0~72도로 평지부터 급경사까지 다양한 경사가 포함되었으며, TPI는 전체적으로 -31~35로 주변보다 고도가 약간 높은 지역과 약간 낮은 지역까지 포함되어 있었고, 계곡($TPI \leq -30$)과 능선($36 \leq TPI \leq 326$)도 낮은 비율이지만 포함되어 있어, 지형적 이질성이 가장 높은 지역인 것을 확인하였다.

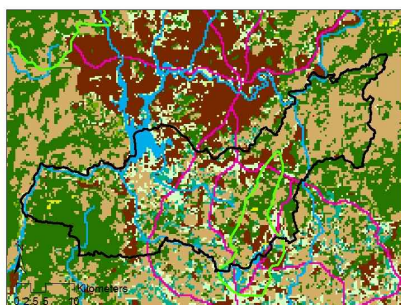
이러한 지형적 차이의 원인을 살펴보면, (1)과 (2)에서는 도로 건설이나 경작지 확대에 의해 지형적 이질성이 감소하면서 산림파편화가 진행된 것을 확인할 수 있었다. 산림파편화로 인한 패치 크기의 감소와 가장자리 증가는 산림의 기온·수분·낙엽 바이오매스량·낙엽 습도와 같은 서식환경에 영향을 미치기 때문에(Didham et al., 1998), 파편화의 정도는 생물다양성을 나타내는 지표로 중요한 요소이다(Galli et al., 1976). (2)에서는 파편화지역과 지형이 보전되어 있는 자연보호지역이

일부 포함되어 있었으며, 지형적 이질성이 중간 정도의 값을 보였다. 이에 비해 (3)에서는 인간 활동으로 인한 영향이 적기 때문에 지형이 보전되어 자연보호지역이 차지하는 비율이 상대적으로 높은 것으로 분석되었다. 전체적으로 (1), (2), (3)에서는 개발로 인한 지형적 이질성의 감소가 파편화와 수관면적에 영향을 미치기 때문에, 탄소저장량과 지형적 이질성에 차이가 나타난 것으로 분석되어, 생물다양성에도 영향을 미칠 것으로 예측되었다.

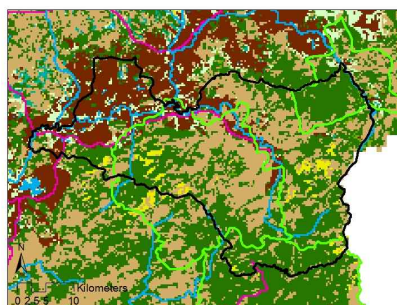
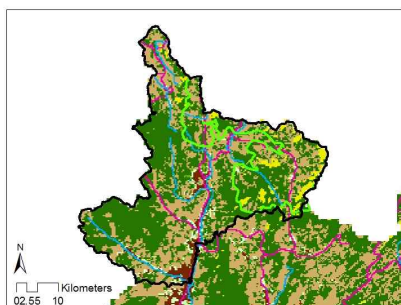
따라서 (2)와 같은 지역은 향후 개발확대로 인한 산림훼손의 영향이 예상되므로, 현재 높은 탄소저장량과 지형적 이질성이 존재하는 지역을 REDD 사업을 통해 보전할 필요가 있는 것으로 판단된다. 반면 이러한 지역은 도시에서의 거리 또한 완만한 경사 특성을 보여, 접근성이 높아 사업의 용이성도 높은 지역이다(CIFOR, 2012a). 본 연구를 통해 도출한 탄소저장량과 지형적 이질성 간의 관계는 적지 분석에서 고려할 필요가 있으며, 도출한 관계식은 향후 센트럴 하이랜드 지역의 적지 분석에 적용될 수 있을 것이라 기대된다.



(1) Low carbon stock, Low topographic heterogeneity (about 2.5)



(2) High carbon stock, Medium topographic heterogeneity (3.9)



(3) Medium carbon stock, High topographic heterogeneity (4.4)

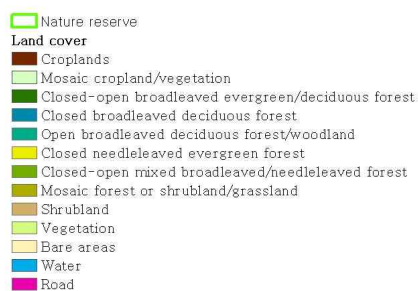


Figure 30. Distribution of topographic heterogeneity 2.5, 3.9 and 4.4

다. 순위 결정 방법에 따른 REDD 적지 분석

탄소저장량과 생물다양성을 고려한 시나리오에 대한 Visual PROMETHEE 분석 결과는 다음과 같다(Figure 31, Table 18). 우선순위가 높은 지역은 5, 46, 52, 3, 54의 순으로 나타났다. 5, 52, 54는 탄소저장량이 높은데 비해(평균 탄소저장량>130tC/ha) 3, 46은 지형적 이질성이 높은 것이(평균 지형적 이질성>3.4) 우선순위 선정의 원인이 되었다. 5는 가장 높은 기준에 적합한 정도(Phi+)와 가장 낮은 기준에 적합하지 않은 정도(Phi-)로 분석되었다. 46은 52에 비해 낮은 Phi+인 반면에 Phi-도 낮게 분석되었기 때문에 우선순위가 높은 것으로 나타났다.

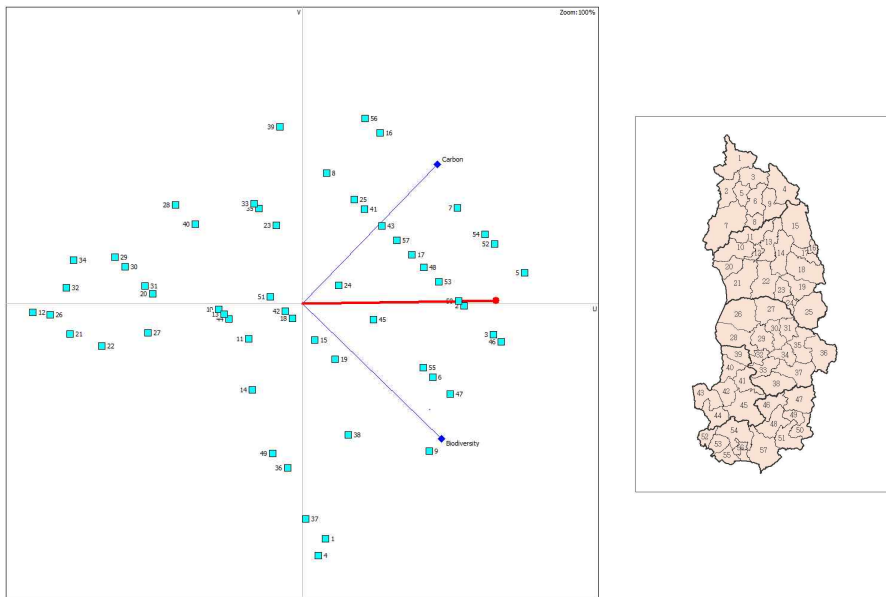


Figure 31. Result of visual PROMETHEE analysis for considering carbon stock and biodiversity scenario

Table 18. The outranking flow for considering carbon stock and biodiversity scenario

District	Rank	Net flow (Phi)	Outfluxes (Phi+)	Influxes (Phi-)
1	27	0.071	0.527	0.455
2	6	0.589	0.741	0.152
3	4	0.696	0.795	0.098
4	28	0.045	0.518	0.473
5	1	0.813	0.884	0.071
6	11	0.473	0.705	0.232
7	7	0.571	0.759	0.188
8	26	0.098	0.491	0.393
9	12	0.455	0.696	0.241
10	44	-0.304	0.330	0.634
11	41	-0.196	0.384	0.580
12	57	-0.982	0.009	0.991
13	43	-0.286	0.339	0.625
14	40	-0.188	0.384	0.571
15	29	0.045	0.491	0.446
16	18	0.295	0.625	0.330
17	15	0.402	0.643	0.241
18	31	-0.036	0.446	0.482
19	25	0.116	0.518	0.402
20	47	-0.545	0.205	0.750
21	54	-0.848	0.071	0.920
22	52	-0.732	0.125	0.857
23	35	-0.089	0.420	0.509
24	24	0.134	0.536	0.402
25	22	0.196	0.545	0.348
26	56	-0.920	0.036	0.955
27	48	-0.563	0.205	0.768
28	46	-0.455	0.241	0.696
29	51	-0.679	0.143	0.821
30	50	-0.643	0.161	0.804
31	49	-0.571	0.196	0.768
32	55	-0.857	0.063	0.920
33	39	-0.170	0.384	0.554
34	53	-0.830	0.071	0.902
35	38	-0.152	0.393	0.545
36	32	-0.063	0.455	0.518
37	30	0.000	0.491	0.491
38	23	0.161	0.563	0.402
39	34	-0.071	0.411	0.482

Table 18. Continued

District	Rank	Net flow (Phi)	Outfluxes (Phi+)	Influxes (Phi-)
40	45	-0.384	0.277	0.661
41	21	0.232	0.563	0.330
42	32	-0.063	0.438	0.500
43	17	0.295	0.589	0.295
44	42	-0.268	0.348	0.616
45	19	0.259	0.589	0.330
46	2	0.723	0.804	0.080
47	9	0.536	0.732	0.196
48	13	0.446	0.661	0.214
49	36	-0.116	0.420	0.536
50	7	0.571	0.732	0.161
51	36	-0.116	0.411	0.527
52	3	0.705	0.830	0.125
53	10	0.500	0.688	0.188
54	5	0.670	0.804	0.134
55	14	0.438	0.688	0.250
56	20	0.241	0.598	0.357

탄소저장량 우선 시나리오에서 우선순위가 높은 지역은 5, 52, 54, 7, 46 순으로 나타났으며, 생물다양성 우선 시나리오에서는 46, 5, 3, 9, 47 순으로 나타났다(Figure 32).

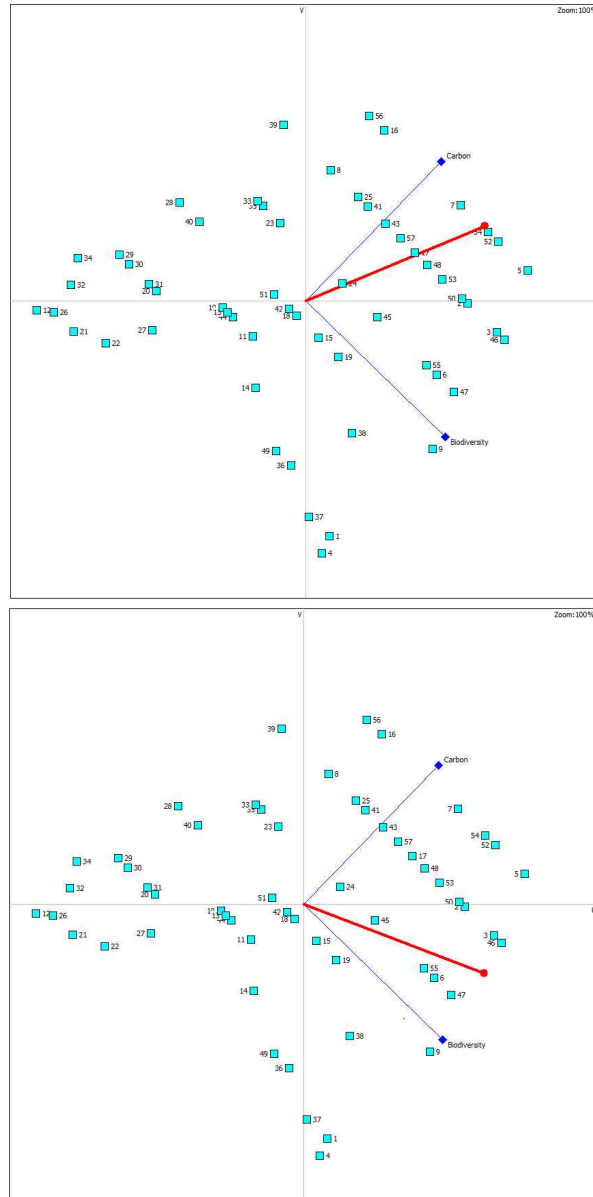


Figure 32. Result of visual PROMETHEE analysis
for prioritize carbon stock scenario (Up)
and prioritize biodiversity scenario (Bottom)

각 시나리오에서 도출된 지역을 탄소저장량과 지형적 이질성 지도에서 살펴보면, 3개 시나리오에서 북쪽과 남쪽에 상위 지역이 분포하며 유사한 경향을 보였다(Figure 33). 5(Dak To 지역)는 3개 시나리오에서 공통적으로 도출되었으며, 7(Sa Thay 지역)는 탄소저장량 우선 시나리오에서만 도출되고, 47(Lac Duong 지역), 9(Kon Ray 지역)는 생물다양성 우선 시나리오에서만 도출되었다. 본 연구에서 탄소저장량과 지형적 이질성에 기초한 생물다양성의 유사한 분포 경향은 Ricardo et al.(2013)와 Christopher et al.(2013)에 의한 기존 연구와 동일한 것으로 분석되었다. 그러나 탄소저장량과 생물다양성의 분포가 다르다는 기존 연구도 있어(Bernardo et al., 2009; Jonah et al., 2013), 지역마다 다른 경향을 보이는 것으로 판단된다. 따라서 베트남의 지역적 특성을 고려한 REDD 추진을 통해 탄소저장량과 생물다양성을 모두 보전할 수 있을 것으로 예상된다.

현재 Fauna & Flora International(FFI)에 의한 REDD+ 사업이 실시되고 있는 4(Kon Plong 지역)는 3개 시나리오에서 도출되지 않고, 생물다양성에 대한 기준만을 고려하였을 경우 상위 2위로 선정되었다. 이는 사업 주체인 FFI가 멸종위기종과 생태계서비스 보전을 목적으로 한 기관이기 때문에, 탄소 배출 저감량에 초점을 맞춘 다른 REDD+ 사업에 비해 생물다양성 보전에 특화하여 사업을 실시하고 있기 때문이다. 이에 사업 대상지 선정 시에도 생물종 분포에 대한 조사가 이루어진 것으로 예측되며, 본 연구에서 생물다양성뿐만 아니라 탄소저장량도 고려한 연구 결과에서 선정된 지역과 일치하지 않는 것으로 판단되었다. 이는 센트럴 하이랜드 지역의 높은 생물다양성 보전을 위한 REDD 사업 실시가 시작되어 향후 생물다양성을 고려한 사업의 증가 가능성을 의미한다. 본 연구를 통해 구축한 탄소저장량과 지형적 이질성에 기초한 생물다양성을 고려한 REDD 적지 분석 방법은 향후 REDD 실시에 기여할 수 있는 기초자료가 될 것으로 예측된다.

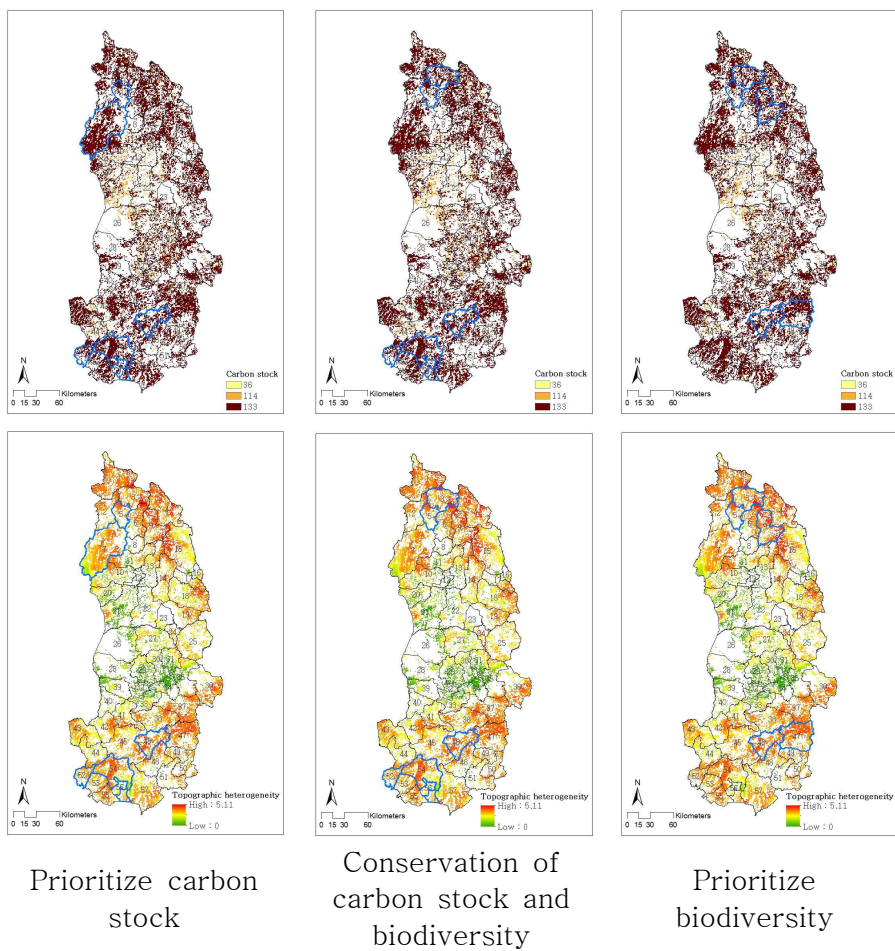


Figure 33. Top 5 REDD suitability area for each scenario in carbon stock and biodiversity map

V. 결론

본 연구에서는 지역 단위 REDD 적지 예측에 적용 가능한 중요 대상지 선정 기준과 지역 특성을 기반으로 한 실제적인 방법론을 제안하기 위하여, 베트남 센트럴 하이랜드 지역을 대상으로 자료의 정확성을 고려하여 탄소저장량과 지형적 이질성에 기초한 생물다양성을 분석하였으며, 미래 산림훼손지역 예측을 통해 REDD 사업 대상 적지를 분석하였다.

본 연구를 통해 도출된 주요 결과는 다음과 같다.

첫째, 본 연구에서는 베트남 산림자원 조사에 기초한 임목재적과 고도 자료를 이용함으로써 자료의 불확실성을 줄였으며, 구축한 탄소저장량과 지형적 이질성 분석에 기초한 생물다양성 도면 검증을 통해 그 분석방법이 타당한 것으로 판단하였다. 기존 연구에서는 세계적으로 구축된 탄소저장량 도면과 생물종 분포도를 이용하고 있는데 비해, 본 연구에서는 자료의 정확성을 고려했다는 점에서 기존 연구와 차별성을 가진다. 이를 통해 탄소저장량과 생물다양성 자료가 부족한 개발도상국에서 쉽게 사용 가능한 분석 방법론을 제시하였다.

둘째, 미래 산림훼손 가능성이 낮은 지역에서는 탄소저장량과 지형적 이질성이 모두 높게 나타난 것에 비해, 미래 산림훼손 가능성이 높은 지역에서는 탄소저장량과 지형적 이질성이 낮은 지역부터 높은 지역까지 두루 포함된 것으로 나타났다. 미래 산림훼손 가능성에 가장 많은 영향을 미치는 요인은 경사로 나타났으며, 경사가 낮은 지역에서는 도로 건설이나 산림의 농지전용과 같은 개발로 인해 지형적 이질성 감소와 산림 파편화가 발생하여, 산림 생태계가 영향을 받은 것으로 예측된다. 따라서 미래 산림훼손 가능성이 높은 지역은 현재 탄소저장량과 생물다양성 보전 가치가 높다 하더라도 방치하면 앞으로 생태적 가치가 떨어질 것으로 예상되므로, REDD 실시가 시급한 지역이다. 센트럴 하이랜드 지역과 같은 산림훼손 위협이 높은 지역에서는 기존 연구와 같이 탄소저장량과 생물다양성의 가치뿐만 아니라, 인간 활동으로 인한 리스크 관리 측면까지도 포함한 REDD 적지 분석이 필요함을 역설하였다.

셋째, 탄소저장량과 지형적 이질성 간의 관계를 분석한 결과 탄소를 Y축, 지형적 이질성을 X축으로 한 2차식이 도출되었다. 완만한 경사지역에서 탄소저장량이 가장 높으며 지형적 이질성은 중간정도의 값을 나타냈다. 이러한 지역은 개발지역과 자연보호지역이 근접해 있어 지형적 이질성 감소에 따른 생물다양성 감소가 예상되므로 REDD에 적합한 지역으로 볼 수 있다. 본 연구에서 도출된 관계는 향후 REDD 적지 분석에 유효할 것이라 생각된다.

넷째, 탄소저장량과 지형적 이질성의 실제 값을 바탕으로 한 REDD 사업 대상 적지 분석을 위해, 단위가 다른 기준을 평가 가능한 우선순위 결정방법을 적용하였다. 이는 기존의 중첩분석 또는 등급화 방법에 비해 실제적인 상호 이익을 고려한 적지 분석 방법으로 기존 연구와의 차별성을 가진다. 탄소저장량 우선 시나리오와 탄소저장량과 생물다양성을 고려한 시나리오 및 생물다양성 우선 시나리오에서 북쪽과 남쪽에 상위 지역이 분포하며, 유사한 경향을 보였다. 기존 연구에서 두 개 요인 간의 분포가 다르게 나타난 지역에 비해 베트남 센트럴 하이랜드 지역의 지역적 특성을 확인했다는 점에서 유효한 기초자료로 사용될 수 있을 것이다. 베트남의 국가 정책으로 REDD 사업 추진에 의한 생물다양성 보전 방안을 모색하고 있는 가운데, 센트럴 하이랜드 지역은 생물다양성 보전의 주요 정책으로 REDD가 효과적인 수단으로 활용될 수 있다는 근거를 제시하였다. 또한 베트남은 다른 REDD 선진국에 비해 낮은 산림전용률을 보이지만, REDD 사업을 지형적 이질성 및 생물다양성 보전과 함께 추진함으로써 사업 추진이 기대된다.

한편, 본 연구는 미래 산림훼손 지역 분석과 탄소저장량 분석에 전 지구적 규모로 구축된 토지피복지도를 사용하였기 때문에, 산림 분포에 불확실성이 내포되어 있다. 또한 미래 산림훼손 지역 예측 도면에 대해 실제 산림훼손 지역과의 비교를 통한 검증은 수행하지 않아, 한계점을 가지고 있다. 생물다양성 예측 도면에 대해서는 실제 생물종 분포와의 비교를 통한 검증을 수행하지 못했다. 향후 이러한 한계점을 극복하기 위해서는 현장답사와 위성영상의 활용 및 현지기관과의 연계 등을 통한 자료구축이 필요한 것으로 보인다.

참고문헌

- 국립산림과학원, 2013, 인도네시아 REDD+ 사업 이행 가이드라인.
- 배재수, 배기강, 2009, 개발도상국의 산림전용으로 인한 온실가스 배출량 감축 및 산림탄소축적증진 활동의 탄소 배출권 잠재력 평가, 한국임학학회지, 98(3), 263-271.
- 배재수, 설미현, 2012, 한국의 REDD+ 협력 국가 선정 : 산림률과 산림 전용률을 기준으로, 한국국제농업개발학회지, 24(4), 397-403.
- 이병두, 정주상, 권대순, 2006, 퍼지집합과 GIS를 이용한 고로쇠나무 임분의 수액채취 적지 분석, 한국임학학회지, 95(1), 38-44.
- 이창효, 2000, 세종출판사, 집단 의사결정론, 312.
- 조현길, 안태원, 2012, 도시 낙엽성 조경수종의 탄소저장 및 흡수, 한국조경학회지, 40(5), 160-168.
- 한국농촌경제연구원, 2010, 기후변화협약 REDD+ 메커니즘의 이해와 향후 협상전망, 43-50.
- Tanaka, R., Kim, Y.J. and Ryoo, H.K. and Lee, D.K., 2014, Analyzing the Influence of Biomass and Vegetation Type to Soil Organic Carbon, 한국환경복원기술학회지, 17(1), 1-12.
- Tanaka, R., 이동근, 정태용, 류지은, 2013, 베트남 Kon Tum 지역에서 의 산림훼손지역 예측을 통한 REDD 적지 분석, 한국환경영향평가학회지, 22(6), 649-657.
- Abdi, A.M., 2013, Integrating Open Access Geospatial Data to Map the Habitat Suitability of the Declining Corn Bunting (*Miliaria calandra*), ISPRS International Journal of Geo-Information, 2, 935-954.
- Adriaenssens, V., Baets, B. D., Goethals, P. L.M. and Pauw, N. D., 2004, Fuzzy rule-based models for decision support in ecosystem management, The Science of the Total Environment, 319, 1-12.
- Aguiar, A.P.D., Ometto, J.P., Nobre, C., Lapola, D.M., Almeida, C., Vieira, I.C., Soares, J.V., Alvala, R., Saatchi, S., Valeriano, D. and Castilla-Rubio, J.C., 2012, Modeling the

- spatial and temporal heterogeneity of deforestation-driven carbon emissions: the INPE-EM framework applied to the Brazilian Amazon, *Global Change Biology*, 18(11), 3346-3366.
- Anbarashan, M. and Parthasarathy, N., 2012, Tree diversity and forest stand structure along disturbance gradients in Indian tropical dry evergreen forest, *Ecotropica*, 18(2), 119-136.
- Anh, P.T., Huy, B., 2008, Estimating CO₂ sequestration in natural broad-leaved evergreen forests in Vietnam, *Asia-Pacific Agroforestry Newsletter - APANews*, FAO, SEANAFE; No.32, May 2008, ISSN 0859-9742.
- Baccini, A., Goetz, S.J., Walker, W.S., Laporte, N.T., Sun, M., Sulla-Menashe, D., Hackler, J., Beck, P.S.A., Dubayah, R., Friedl, M.A., Samanta, S. and Houghton, R.A., 2012, Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon density maps, *Nat Clim Chang* 2(3), 182-185.
- Barlow, J., Gardner, T.A., Araujo, I.S., Ávila-Pires, T. C., Bonaldo, A. B., Costa, J. E., Esposito, M. C., Ferreira, L. V., Hawes, J., Hernandez, M.I.M., Hoogmoed, M.S., Leite, R.N., Lo-Man-Hung, N.F., Malcolm, J.R., Martins, M.B., Mestre, L.A.M., Miranda-Santos, R., Nunes-Gutjahr, A.L., Overal, W.L., Parry, L., Peters, S.L., Ribeiro-Junior, M.A., Silva, M.N.F.D., Motta, C.D.S. and Pere, C.A., 2007, Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests, *PNAS*, 104(47), 18555-18560.
- Barros, AE. DE., Macdonald, E.A., Matsumoto, M.H., Paula, R.C., Nijhawan, S., Malhi, Y. and Macdonald, D.W., 2013, Identification of Areas in Brazil that Optimize Conservation of Forest Carbon, Jaguars, and Biodiversity,

- Conservation biology 28(2), 580-593.
- Bernardo B.N.S., Annabel K., Andrew B., Richard G.D., Holly K.G., Andrew L., Lera M.,C. David L.O., Jeff P.,R. Kerry T., and Ana S.L.R., 2009, Global congruence of carbon storage and biodiversity in terrestrial ecosystems, *Conservation Letters*, 3, 98-105.
- Boissie`re, M., Sheil, D., Basuki, I., Wan, M. and Le, H., 2009, Can engaging local people's interests reduce forest degradation in Central Vietnam?, *Biodiversity conservation* 18, 2743-2757.
- Brans, J. P., Vincke, P. and Mareschal, B., 1986, How to select and how to rank projects: The PROMETHEE method, *European Journal of Operational Research*, 24, 228-238.
- Brown, S., 1997, Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: a Primer, *FAO Forestry Paper* 134, Rome, Italy.
- Burnett, M.R., August. R.V., Brown, J.H., Jr., Keith T. Killingbeck. K.T., 1998, The Influence of Geomorphological Heterogeneity on Biodiversity: I. A Patch-Scale Perspective, *Conservation Biology*, 12(2), 363-370.
- Busch, J. and Grantham, H.S., 2013, Parks versus payments: reconciling divergent policy responses to biodiversity loss and climate change from tropical, *Environmental Research Letter*, 8, 034028.
- Carbon Trading, <http://carbon.sref.info/>
- CBD, 2008, COP9 Decision IX/5.
- Cerbu, G.A., Swallow, B.M., and Thompson, D.Y, 2011, Locating REDD: A global survey and analysis of REDD readiness and demonstration activities. *Environmental Science & Policy*, 14(2), 168-180.
- Christopher. B., Quentin M., Suzanne R., Bruno H., Renato V., Lilian B., Paul V. A. F, and Jill T., 2013, Rapid

- Simultaneous Estimation of Aboveground Biomass and Tree Diversity Across Neotropical Forests: A Comparison of Field Inventory Methods, *BIOTROPICA* 45(3), 288-298.
- CIA, <https://www.cia.gov/index.html>
- CIFOR, 2010, Technical guidelines for research on REDD+ project sites, 17-29.
- CIFOR, 2012a, Analysing REDD+ : Challenges and choices, 209-230.
- CIFOR, 2012b, REDD+ in Vietnam: Integrating National and Subnational Approaches, 29-30.
- Coblentz, D.D. and Riitters, K.H., 2004, Topographic controls on the regional-scale biodiversity of the south-western USA. *Biogeography*, 31, 1125-1138.
- D'haeze, D., Deckers, J., Raes, D., Phong, T.A. and Loi, H.V., 2005, Environmental and socio-economic impacts of institutional reforms on the agricultural sector of Vietnam Land suitability assessment for Robusta coffee in the Dak Gan region, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 105(1-2), 59-76.
- Day, M., Baldauf, C., Rutishauser, E. and Sunderland, T.C.H., 2013, Relationships between tree species diversity and above-ground biomass in Central African rainforests: implications for REDD, *Environmental Conservation*, 41(1), 64-72.
- Didham, R.K., Hammond, P.M., Lawton, J.H., Eggleton, P. and Stork, N.E., 1998, STORK, Beetle Species Responses to Tropical Forest Fragmentation, *Ecological Monographs*, 68(3), 295-323.
- Digital Chart of the World, <http://www.diva-gis.org/>
- Dixon R.K, Solomon A.M, Brown S, Houghton R.A, Trexier M.C and Wisniewski. J, 1994, Carbon Pools and Flux of Global Forest Ecosystems, *Science* 263, 185-190.

- Ecosystem Marketplaces, 2013, Maneuvering the Mosaic State of the Voluntary Carbon Markets 2013.
- FAO GeoNetwork,
<http://www.fao.org/geonetwork/srv/en/main.search>
- FAO, 2005, GLOBAL FOREST RESOURCES ASSESSMENT UPDATE 2005.
- FAO, 2008, Guidelines for Country Reporting to the Forest Resource Assessment 2010. Food & Agriculture Organisation of the United Nations (FAO), Rome.
- FAO, 2010, Global Forest Resources Assessment 2010.
- Forest Carbon Asia, 2011. Seeking quality standards and credits: what are your choices?.
- Frey, H.C., Mokhtari, A. and Zheng, J., 2004, Recommended Practice Regarding Selection, Application, and Interpretation of Sensitivity Analysis Methods Applied to Food Safety Process Risk Models. North Carolina State University for U.S. Department of Agriculture, Washington, DC, 148 pp.
- Fuller, D.O., Meijaard, E.M., Christy, L. and Jessup, T.C., 2010, Spatial assessment of threats to biodiversity within East Kalimantan, Indonesia. *Applied Geography* 30, 416-425.
- Galli, A.E., Leck, C.F. and Forman, R.T.T., 1976, Avian Distribution Patterns in Forest Islands of Different Sizes in Central New Jersey, *American Ornithologists' Union*, 93(2), 356-364.
- General Statistic office of Vietnam,
http://www.gso.gov.vn/default_en.aspx?tabid=491
- Globcover, <http://due.esrin.esa.int/globcover/>
- Gonzalez, P., Asner, G.P., Battles, J.J., Lefsky, M.A., Waring, K.M. and Palace, M., 2010, Forest carbon densities and uncertainties from Lidar, QuickBird, and field measurements in California, *Remote Sensing of Environment*, 114, 1561-1575.

- Gonzalez, P., Kroll, B. and Vargas, C.R., 2014, Tropical rainforest biodiversity and aboveground carbon changes and uncertainties in the Selva Central, Peru, *Forest Ecology and Management*, 312, 78-91.
- Gray, M., 2004, *Geodiversity. Valuing and conserving abiotic nature*, Wiley, Chichester.
- Greve, M., Reyers, B., Lykke, A.M., and Svenning, J.C., 2013, Spatial optimization of carbon-stocking projects across Africa integrating stocking potential with co-benefits and feasibility, *nature communications*, 4:2975.
- Hansen, A., Waring, R., Phillips, L. and Swenson, J., 2005, Using Biophysical Factors to Predict Regional Biodiversity Potential in the Pacific and Inland Northwest, *Nat Counc Paper Ind Air Stream Impr Inc*, Tech Bull 39.
- Hieu, P. S., 2004, The changing administration and role of forestry in the economy of Vietnam. *Small-scale Forest Economics, Management and Policy*, 3(1), 85-98.
- Hjort, J., Heikkinen, R.K., Luoto, M., 2012, Inclusion of explicit measures of geodiversity improve biodiversity models in a boreal landscape, *Biodivers Conserv*, 21, 3487-3506.
- Hoang, M.H., Doa, T.H., Pham, M.T., Noordwijk, M.V. and Minang, P.A., 2013, Benefit distribution across scales to reduce emissions from deforestation and forest degradation (REDD+) in Vietnam, *Land Use Policy* 31, 48-60.
- Hou, Q., Young, L.J., Brandle, J.R. and Schoeneberger, M.M., 2011, *American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America*.
- Houghton, R.A., Lanwrence, K.T., Hackler, J.L., and Brown, S., 2001, The spatial distribution of forest biomass in the, *Global Change Biology*, 7, 731-7446.
- Hurt G.C., Dubayah, R., Drake, J., Moorcroft, P.R., Pacala, S.W., Blair, J.B. and Fearo, M.G., 2004, Beyond potential

- vegetation: Combining lidar data and a height-structured model for carbon studies, *Ecological Applications*, 14(3), 873-883.
- ICEM, 2003. Vietnam National Report on Protected Areas and Development. Review of Protected Areas and Development in the Lower Mekong River Region, Indooroopilly, Queensland, Australia. 60 pp.
- IFM, <http://www.imf.org/external/data.htm>
- Imai, N., Tanaka, A., Samejima, H., Sugau, J.B., Pereira, J.T., Titin, J., Kurniawa, Y. and Kitayama, K., 2014, Tree community composition as an indicator in biodiversity monitoring of REDD+, *Forest Ecology and Management* 313, 169-179
- IPCC, 2003, Definitions and methodological options to inventory emissions from direct human-induced degradation of forests and devegetation of other vegetatiion types. Institute for Global Environmental Strategies, Japan.
- IPCC, 2006, 2006 Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.
- Jenks, G.F., 1963. Generalization in statistical mapping. *Ann. Assoc. Am. Geographers* 53, 15-6.
- Jenness, J., 2006, Topographic Position Index (tpi_jen.avx) extension for ArcView 3.x, v. 1.2, Jenness Enterprises.
- Jenness, J., Brost, B., Beier, Paul, 2013, Land Facet Corridor Designer.
- Jonah B., Fabiano G., Will R.T., and Celia A.H., 2013, Biodiversity co-benefits of reducing emissions from deforestation under alternative reference levels and levels of finance, *Conservation Letters* 4, 101-115.
- Kessler, M., Hertel, D., Jungkunst, H.F., Kluge, J., Abrahamczyk, S., Bos, M., Buchori, D., Gerold, G., Gradstein, R., Kohler, S., Leuschner, C., Moser, G., Pitopang, R., Saleh,

- S., Schulze, C.H., Sporn, S.G., Steffan-Dewenter, I., Tjitrosoedirdjo, S.S. and Tscharntke, T., 2012, Can Joint Carbon and Biodiversity Management in Tropical Agroforestry Landscapes Be Optimized?, PLOS ONE, 7(10), e47192.
- Kim, S.R., Kwak, D.A., Lee, W.K., Son, Y., Bae, S.W., Kim, C. and Yoo, S., 2010, Estimation of carbon storage based on individual tree detection in *Pinus densiflora* stands using a fusion of aerial photography and LiDAR data, Science China Life Sciences, 53(7), 885-897
- Lawton, J.H., Bignell, D.E., Bolton, B., Bloemers, G.F., Eggleton, P., Hammond, P.M., Hodda, M., Holt, R.D., Larsen, T.B., Mawdsley, N.A., Stork, N.E., Srivastava, D.S. and Watt, A.D., 1998, Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest, Nature, 391, 72-76.
- Leithead, M., Anand, M., Duarte, L.S. and Pillar, V.D., 2012, Causal effects of latitude, disturbance and dispersal limitation on richness in a recovering temperate, subtropical and tropical forest, Journal of Vegetation Science, 23(2), 339-351.
- Lin, L., 2012. Geography of REDD+ at Multiple Scales: Country Participation and Project Location. (Ph.D.) North Carolina State University, Raleigh, NC.
- Lin, L., Sills, E. and Cheshire, H., 2014, Targeting areas for Reducing Emissions from Deforestation and forest Degradation (REDD+) projects in Tanzania, Global Environmental Change, 24, 277-286.
- Lindenmayer, D.B., 2010, Landscape change and the science of biodiversity conservation in tropical forests: A view from the temperate world, Biological Conservation, 143, 2405-2411.

- Mant, R., Swan. S., Anh, H.V., Phuong, V.T., Thanh, L.V., Son, V.T., Bertzky, M., Ravilious, C., Thorley, J., Trumper and K., Miles, L., 2013, Mapping the potential for REDD+ to deliver biodiversity conservation in Viet Nam: a preliminary analysis. Prepared by UNEPWCMC, Cambridge, UK; and SNV, Ho Chi Minh City, Viet Nam.
- Mareschal, B., THE PROMETHEE-GAIA NET, <http://www.promethee-gaia.net/index.html>
- Mas, J.F., Puig, H., Palacio, J.L. and Sosa-Lopez, A., 2004, Modelling deforestation using GIS and artificial neural networks. *Environmental Modelling & Software* 19, 461-471.
- McElwee, P., 2004, You say illegal, I say legal : the relationship between 'illegal' logging and land tenure, poverty, and forest use rights in Vietnam. *Journal of Sustainable Forestry*, 19(1-3), 97-135.
- Meyfroidt, P. and Lambin, E.F., 2008a, Forest transition in Vietnam and its environmental impacts, *Global Change Biology*, 14, 1319-1336.
- Meyfroidt, P. and Lambin, E.F., 2008b, The causes of the reforestation in Vietnam, *Land Use Policy*, 25, 182-197.
- Meyfroidt, P., Vu, T.P. and Viet A.H., 2013, Trajectories of deforestation, coffee expansion and displacement of shifting cultivation in the Central Highlands of Vietnam. *Global Environmental Change*, 23(5), 1187-1198.
- Miles, L., Newton, A.C., DeFries, R.S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V. and Gordon, J.E., 2006, A global overview of the conservation status of tropical dry forests, *Journal of Biogeography*, 33, 491-505.
- Millet, J., Pascal, J.P., Kiet, L.C., 2010, Effects of disturbance over 60 years on a lowland forest in southern vietnam, *Journal of Tropical Forest Science*, 22(3), 237-246.
- Ministry of Agriculture and Rural Development, 2011, Socialist

- Republic of Vietnam, 9.
- Mitchard, E.T.A., Saatchi, S.S., Baccini, A., Asner, G.P., Goetz, S.J., Harris, N.L., and Brown, S., 2013, Uncertainty in the spatial distribution of tropical forest biomass: a comparison of pan-tropical maps.
- Mon, M. Su., Mizoue, N., Htun, N. Z., Kajisa, T. and Yoshida, S., 2012, Factors affecting deforestation and forest degradation in selectively logged production forest: A case study in Myanmar. *Forest Ecology and Management* 267, 190-198.
- Munoz, M.E.S., Giovanni, R., Siqueira, M.F., Sutton, T., Brewer, P., Pereira, R.S., Canhos, D.A.L. and Canhos, V.P., 2009, openModeller: a generic approach to species' potential distribution modelling. *GeoInformatica*, 15, 111-135.
- Nabuurs, G.J., Putten, B., Knippers, T.S., Mohren, G.M.J., 2008, Comparison of uncertainties in carbon sequestration estimates for a tropical and a temperate forest, *Forest Ecology and Management*, 256, 237-245. *Carbon Balance and Management*, 8:10.
- Nichols, W.F., Killingbeck, K.T., August. P.V., 1998, The Influence of Geomorphological Heterogeneity on Biodiversity: II. A Landscape Perspective, *Conservation Biology*, 12(2), 371-379.
- Ometto, J.P., Aguiar, A.P., Assis. T., Soler, L., Valle, P., Tejada, G., Lapola, D.M., Meir, P., 2014, Amazon forest biomass density maps: tackling the uncertainty in carbon emission estimates, *Climate Change*, 124(3), 545-560.
- Pan, Y., Birdsey, R.A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P.E., Kurz, W.A., Phillips, O.L., Shvidenko, A., Lewis, S.L., Canadell, J.G., Ciais, P., Jackson, R.B., Pacala, S.W., McGuire, A.D., Piao, S., Rautiainen, A., Sitch, S. and Hayes, D., 2011, A Large and Persistent Carbon Sink in

- the World's Forests, *Science* 333, 988-993.
- Parks, K.E. and Mulligan, M., 2010, On the relationship between a resource based measure of geodiversity and broad scale biodiversity patterns, *Biodiversity conservation*, 19, 2751-2766.
- Phelps, J., Guerrero, M.C., Dalabajan, D.A., Young, B. and Webb, E.L., 2010, What makes a 'REDD' country?, *Global Environmental Change*, 20, 322-332.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E., 2006, Maximum entropy modeling of species geographic distributions, *Ecological Modelling*, 190, 231-259.
- Pistorius, T. and Reinecke, S., 2012, The interim REDD+ Partnership: Boost for biodiversity safeguards?, *Forest Policy and Economics* 36, 80-86.
- Potter, C.S., 1999, Terrestrial Biomass and the Effects of Deforestation on the Global Carbon Cycle, *Bioscience*, 49(10), 769-778.
- Prime Minister of Vietnam, 1998, Decision No. 661/QDTTg on Objectives, Tasks, Policies and Organization for the Establishment of Five Million Hectares of New Forest.
- RECOFTC - The Center for People and Forests, 2011, Viet Nam: Building Grassroots Capacity for REDD+.
- Reu, J.D., Bourgeois, J., Bats, M., Zwertvaegher, A., Gelorini, V., Smedt, P.D., Chu, W., Antrop, M., Maeyer, P.D., Finke, P., Meirvenne, M.V., Verniers, J., Crombé, P., 2013, Application of the topographic position index to heterogeneous landscapes, *Geomorphology*, 186, 39-49.
- Reyes, G., Brown, S., Chapman, J. and Lugo, A.E., 1992, Wood densities of tropical tree species. USDA Forest Service, General Technical Report SO-88, Southern Forest Experiment Station, New Orleans, Louisiana, USA.
- Ricardo F.L., Fa'bio O., Martin D., Philip W. A., Jos B., 2013,

- Can REDD+ Help the Conservation of Restricted-Range Island Species? Insights from the Endemism Hotspot of Saõ Tome, PLOS ONE, 8(9), e74148.
- Roy, B., 1991, The outranking approach and the foundations of Electre methods, *Theory and Decision*, 31, 49-73.
- Saatchi, S.S., Harris, N.L., Brown, S., Lefsky, M., Mitchard, E.T.A., Salas, W., Zutta, B.R., Buermann, W., Lewis, S.L., Hagen, S., Petrova, S., Whiteh, L., Silman, M. and Morel., A. 2011, Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents, *PNAS*, 108(24), 9899-9904,
- Sangermano, F., Toledano, J., Eastman, J.R., 2012, Land cover change in the Bolivian Amazon and its implications for REDD+ and endemic biodiversity, *Landscape Ecol*, 27, 571-584.
- Schwartz, M.R., DeCesare, N.J., Jimenez, B.S., Copeland, J.P., Melquist, W.E., 2013, Stand- and landscape-scale selection of large trees by fishers in the Rocky Mountains of Montana and Idaho, *Forest ecology and management*, 305, 103-111.
- Sean Sloan, Johanne Pelletier, 2012, How accurately may we project tropical forest-cover change? A validation of a forward-looking baseline for REDD. *Global Environmental Change* 22, 440-453.
- Shannon, C.E. and Weaver, W., 1949, *The mathematical theory of communication*, University of Illinois Press, Urbana.
- Siikamaäki, J., Newbold, S.C., 2012, Potential Biodiversity Benefits from International Programs to Reduce Carbon Emissions from Deforestation, *Ambio*, 41:78-89.
- SRTM, <http://www2.jpl.nasa.gov/srtm/>
- Strassburg, B.B.N., Kelly, A., Balmford, A., Davies, R.G., Gibbs, H.K., Lovett, A., Miles, L., Orme, C.D.L., Price, J.,

- Turner, R.K. and Rodrigues, A.S.L, 2009, Global congruence of carbon storage and biodiversity in terrestrial ecosystems, 3, 98-105.
- The World Bank, 2007, IMPLEMENTATION COMPLETION AND RESULTS REPORT.
- Thomas, C.D., Anderson, B.J., Moilanen, A., Eigenbrod, F., Heinemeyer, A., Quaife, T., Roy, D.B., Gillings, S., Armsworth, P.R., and Gaston, K.J., 2013, Reconciling biodiversity and carbon conservation, *Ecology Letters*, 16, 39-47.
- UNEP-WCMC. 2012. Data Standards for the World Database on Protected Areas. UNEP-WCMC: Cambridge, UK.
- UNESCO,
<http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/ecological-sciences/biosphere-reserves/>
- UNFCCC, 2007, Report of the Conference of the Parties on its thirteenth session, held in Bali from 3 to 15 December 2007, Addendum, Part Two: Action taken by the Conference of the Parties at its thirteenth session, CONTENTS, Decisions adopted by the Conference of the Parties, Decision 2/CP.13, Reducing emissions from deforestation in developing countries: approaches to stimulate action.
- UNFCCC, 2011, Report of the Conference of the Parties on its sixteenth session, held in Cancun from 29 November to 10 December 2010, Addendum, Part Two: Action taken by the Conference of the Parties at its sixteenth session, Contents, Decisions Adopted by the Conference of the Parties, FCCC/ CP/2010/7/Add.1, 1/CP.16, The Cancun Agreements: Outcome of the Work of the Ad Hoc Working Group on Longterm Cooperative Action under the Convention.

- UN-REDD, 2011, REDD Vietnam.
- VCS, 2011, AFOLU Requirements: VCS Version 3.
- Vietnam Administration of Forestry, Hanoi, 2010, Technical Report on Technical Assistance in the Development of the National REDD Programme of Vietnam: Component of Collecting Information and Analyzing Trends of Forest Resources and Forest Carbon Stock for Establishment of the Interim Baseline Reference Scenarios.
- Weiss, A.D., 2001, Topographic position and landforms analysis. Poster Presentation, ESRI Users Conference, San Diego, CA.
- Wick, A.F., Merrill, S.D., Toy, T.J. and Liebig, M.A., 2011, Effect of soil depth and topographic position on plant productivity and community development on 28-year-old reclaimed mine lands, *Soil and water conservation*, 66(3), 201-211.
- WWF, 2013, REDD+국가별 프로파일 베트남.
www.theredddesk.org/countries/vietnam/readiness_overview
- Zellweger, F., Braunisch, V., Baltensweiler, A. and Bollmann, K., 2013, Remotely sensed forest structural complexity predicts multi species occurrence at the landscape scale, *Forest Ecology and Management*, 307, 303-312.

■ Abstract

Incorporating Carbon and Biodiversity based on
Topographic Heterogeneity for REDD Suitability Analysis
- A Case Study of the Central Highlands, Vietnam -

Advisor Prof. : Dong-kun Lee
Department of Landscape Architecture,
Graduate School, Seoul National University
Riwako Tanaka

REDD (reducing emissions from deforestation and forest degradation) projects are being conducted in developing countries for the mitigation of climate change. This method is a mechanism that recognizes the support of developed countries in reducing emissions from deforestation and forest degradation in developing countries, as part of an overall program of greenhouse gas emission reduction. Recently, in addition to greenhouse gas emissions, considerations of biodiversity have become mandatory for comprehensive environmental conservation. Carbon stocks have been applied as criteria for the site selection of REDD projects, since the extent of greenhouse gas emission reduction differs with location. However, forests with high biodiversity conservation values can be damaged owing to improper site selection, as based on differing project goals and criteria. In the Central Highlands of Vietnam, which is an area of high biodiversity, the extent of research concerning a suitability analysis for REDD, with

consideration of biodiversity, is currently insufficient, despite the threatened status of a number of species in the region.

Therefore, in this study, the Central Highlands of Vietnam was selected as a study site for the reduction of carbon emissions and the conservation of biodiversity. Firstly, sites with a high probability of future deforestation were selected as candidate sites for REDD analysis. Secondly, carbon stock and biodiversity as based on topographic heterogeneity were selected as criteria for the REDD suitability analysis, and REDD-suitable sites were selected by a method that considered the accuracy of carbon stock and biodiversity data. This study focused on contributions to the local economy, and environmental conservation as based on suggested methods for REDD suitability analysis.

The years of study were set as the following: the interval of 2000 to 2008 was set as the past, 2009 was set as the present, and the interval of 2010 to 2018 was set as the future. Distances from the river, road, and degradation forest and slope were selected as factors of future deforestation according to the existing research, and a REDD suitability value was computed using the Fuzzy set. Candidate sites for REDD analysis were selected through the assessment of weights based on factors in 2000 and the deforested area in 2000 to 2009, with application of factors from 2009. A carbon stock map was analyzed by applying coefficients for the calculation of biomass amounts in each forest type, and was validated by comparison with previous studies. Topographic heterogeneity that was highly related to biodiversity was evaluated using a DEM, the accuracy of which is higher than that of the species distribution map of the developing country. Topographic heterogeneity maps were analyzed by applying the Shannon index with slope, aspect, and

topographic position indices, and relationships with protected area of high biodiversity were assessed. An equation indicating the relationship of carbon stocks with topographic heterogeneity was analyzed in the REDD candidate site. REDD-suitable sites were then analyzed with PROMETHEE's ranking model for the application of different units.

The results can be summarized as follows. Firstly, the uncertainty of materials was reduced compared to existing research by use of the growing stock volume of forest resource assessment in Vietnam and the DEM, instead of using global carbon stock and species distribution maps. The feasibility of the methods in this study were confirmed through the validation of carbon stock and biodiversity, as based on the topographic heterogeneity map, and available methods in developing countries where lacked carbon stock and biodiversity data were suggested.

Secondly, areas with large carbon stocks and high topographic heterogeneity were selected in sites with a low probability of future deforestation. Conversely, areas of low carbon stock and topographic heterogeneity were selected in sites with a high probability of future deforestation. Therefore, REDD projects need to be implemented in sites where the probability of future deforestation is high, because the ecological value of these sites is predicted to decrease. The sites that are predicted to be subject to a high degree of deforestation in the Central Highlands need to be evaluated via suitability analyses for REDD and in conclusion, risk management due to human activities need to be conducted.

Thirdly, quadratic equations defined by carbon stocks in the y-axis and topographic heterogeneity in the x-axis were

obtained ($y = -5.38x^2 + 41.572x + 51.013$, $R^2 = 0.551$, $p < 0.001$, $n = 53$) by analyzing the relationship between carbon stocks and topographic heterogeneity. In sites showing peak values in carbon stocks, topographic heterogeneities of intermediate value were suitable for REDD because of the close distance between the developing area and nature reserve.

Finally, the result of the REDD suitability analysis as applied to three scenarios showed similar results. In the implementation of REDD projects for biodiversity conservation as a national policy in Vietnam, this study provided evidence that REDD projects are an effective method for the biodiversity conservation policies in the Central Highlands. Climate change mitigation and adaptation strategies can be promoted in future with the establishment of a co-benefit reward system for natural ecosystems and the local population, through the use of REDD projects as based on the results of this study.

- Key words : REDD, biodiversity, carbon stock, topographic heterogeneity, prediction of deforestation site, preference ranking organization method for enrichment evaluations (PROMETHEE)
- Student Number : 2012-23998